



Vlaanderen
is wetenschap

Ecologische Monitoring na de kalibratiewerken in functie van het Seine-Schelde project

Monitoring van vissen, vleermuizen en vegetatie tussen de
spoorwegbrug te Deinze en de meander te Gottem

Andy Van Kerckvoorde, Sophie Vermeersch, Joris Everaert

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

Andy Van Kerckvoorde , Sophie Vermeersch , Joris Everaert 

Reviewers:

Lieve Vriens 

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

Vestiging:

INBO Brussel, Herman Teirlinckgebouw, Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel, België
vlaanderen.be/inbo

e-mail:

info@inbo.be

Wijze van citeren:

Van Kerckvoorde, A., Vermeersch, S. & Everaert, J. (2026). Ecologische monitoring na de kalibratiewerken in functie van het Seine-Schelde project. Monitoring van vissen, vleermuizen en vegetatie tussen de spoorwegbrug te Deinze en de meander te Gottem. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2026 (1). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: [10.21436/inbor.137040734](https://doi.org/10.21436/inbor.137040734)

D/2026/3241/007

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2026 (1)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Hilde Eggermont

Foto cover:

De linkeroever van de Leie 300m stroomafwaarts van de Machelenbrug

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

De Vlaamse Waterweg nv
Havenstraat 44
3500 Hasselt
<https://www.vlaamsewaterweg.be/>



Dit werk valt onder een [Creative Commons Naamsvermelding 4.0 Internationaal](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)-licentie.

ECOLOGISCHE MONITORING NA DE KALIBRATIEWERKEN IN FUNCTIE VAN HET SEINE- SCHELDE PROJECT

Monitoring van vissen, vleermuizen en vegetatie tussen de spoorwegbrug te Deinze en de meander te Gottem

Andy Van Kerckvoorde, Sophie Vermeersch, Joris Everaert

doi.org/10.21436/inbor.137040734

Dankwoord/Voorwoord

Dit onderzoek is tot stand gekomen via de samenwerkingsovereenkomst inzake ecologische advisering en onderzoek tussen De Vlaamse Waterweg nv en het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Het onderzoek behoort tot het onderzoeksitem 'Ecologische opvolging na de kalibratiewerken in functie van het project Seine-Schelde' binnen het thema 'waterweg'.

We danken de vertegenwoordigers van De Vlaamse Waterweg nv afdeling Regio West voor het opvolgen van deze studie, in het bijzonder Jeroen Van Waeyenberge, Annick De Winter en Els Van Burm.

Lieve Vriens was verantwoordelijk voor de kwaliteitsborging van het rapport en droeg bij met waardevolle suggesties en opmerkingen.

Samenvatting

De Vlaamse Waterweg nv (DVW) werkt aan het Europese waterwegenprogramma Seine-Schelde. INBO wordt gevraagd om de evolutie van de natuurwaarden na het uitvoeren van de inrichtingswerken in kaart te brengen. Dit rapport behandelt de visgemeenschappen, de dijk- en oevervegetaties, de zeer invasieve plantenexoten en de vleermuizen in het traject tussen de meander te Gottem en de spoorwegovergang te Deinze. Hieronder volgen de belangrijkste bevindingen.

Visgemeenschappen

In 2024 -het eerste jaar na de kalibratiewerken- werden de nieuw ingerichte oevers geëvalueerd. Het INBO volgde zes plasbermen en twee oevers met verdedigde oevers op tijdens de paai- en opgroeiperiode. De bemonstering leverde in totaal 16 soorten op. Naar analogie met de preliminaire studie op het pand 140 blijkt dat natuurvriendelijke oevers over het algemeen een groter aantal vissoorten en individuen herbergen dan de verticaal verstevigde oevers. In vergelijking tot de dynamiek van de natuurvriendelijke oevers is de dynamiek van de verticaal verdedigde oevers hoger en zijn de populaties dus minder stabiel. Dit weerspiegelt zich ook gedeeltelijk in de dynamiek van de microhabitats. De dynamiek is het hoogst bij respectievelijk de microhabitat 'houtige begroeiing', gevolgd door demicrohabitat 'zandplaten' en tenslotte de microhabitat 'kaaimuren'. De grootste functionele organisatie van juveniele populaties vindt men terug ter hoogte van de plasbermen met de microhabitat 'waterplanten'. Waterplanten vormen een bescherming tegen hoge stromingen en vormen schuilplaatsen tegen predatoren. Alhoewel de lengteverdelingen per microhabitat voor de algehele juveniele populatie laag zijn, is die het hoogst voor de microhabitat 'waterplanten'. Hier komen de meest volledige populaties voor, waarin alle lengteklassen voorkomen.

De microhabitats met waterplanten, moerasplanten en zandplaten vervullen hun functie als paaiplaats. Enkel daar werden de jongste juvenielen teruggevonden. Als opgroei habitat heeft de microhabitat 'waterplanten' de voorkeur, gevolgd door de microhabitat 'moerasplanten' en 'zandplaten'. De combinatie van verschillende types microhabitat als paai- en opgroei habitat levert een groter aandeel stabiele juveniele populaties op, waarin alle lengteklassen vertegenwoordigd worden.

Bij een vergelijking van de oevers voor en na aanleg, worden alle trajecten gekenmerkt door een groter aantal gilden. Voor de microhabitats 'waterplanten' en 'moerasvegetaties' is het aantal soorten en individuen groter dan voor de kalibratiewerken. Door een gebrek aan schuilplaatsen en een grotere blootstelling aan stroming kan dit voor de microhabitat 'zandplaten' niet vastgesteld worden.

Door de overstromingen in de Leievallei tijdens de winterperiode, vlak na de kalibratiewerken, zijn de oevers onderworpen aan extreme hydrologische omstandigheden. Dit heeft geleid tot een veranderde erosie- en sedimentatiedynamiek met impact op de bestaande microhabitats. Door een verhoogde turbiditeit zijn de watervegetaties in de loop van 2024 grotendeels verdwenen. Om de ontwikkelingen van de habitats verder op te volgen, is het noodzakelijk om de waterkwaliteit op een consequente manier te monitoren aan de hand van continue metingen, zowel in de plasbermen als in de rivier.

Vegetatie

Via detailkartering en vegetatie-opnames in proefvlakken onderzochten we de vegetatie op dijken en oevers. De proefopzet voor de opvolging van de vegetatie is vooral gericht op een herhaling in de tijd. Op die manier kunnen we de evolutie van de vegetaties en de soorten in kaart brengen en toetsen aan de doelstellingen in het beheerplan.

De vegetatieopnames van de dijken en van de oevers tonen geen volledige vegetatiebedekkingen en kennen hoge aandelen aan pioniersoorten. Dit is niet verwonderlijk aangezien de inrichtingswerken plaats vonden één jaar voor het uitvoeren van de vegetatieopnames.

In de proefvlakken van de oevers ligt de bedekking van typespecifieke soorten vooral tussen 50 en 70%. Er is dus een snelle spontane kolonisatie door oevervegetatie na de kalibratiewerken. De flauw hellende oevers zonder of met weinig hard materiaal creëren geschikte omstandigheden voor de kieming en de vestiging van verschillende oeversoorten. De bedekking aan pioniersoorten is het hoogst in de opnames het meest stroomopwaarts gelegen. In de twee meest stroomafwaarts gelegen opnames op de linkeroever komt een struweel van zwarte els voor. In iedere opname is wilg aangetroffen, in een kruidige vorm. Door natuurlijke successie valt te verwachten dat de wilgen en elzen verder als struweel zullen uitgroeien.

In de proefvlakken van de dijken groeien verschillende doelsoorten voor kruidenrijke graslandvegetaties terwijl productieve grassen beperkte bedekkingen hebben. Soorten kenmerkend voor glanshavergrasland komen lokaal voor in de ingerichte dijken.

Enkele prioritair op te volgen plantenexoten zijn waargenomen op de dijken en oevers. Grote waternavel groeit op tal van plaatsen langs de ingerichte oevers. Een gestructureerde en integrale aanpak is nodig om deze soort in toom te houden. Robinia is teruggevonden op drie locaties. Om verdere verspreiding tegen te gaan is een snelle respons nodig. De directe respons tegen Japanse duizendknoop tijdens de inrichtingswerken blijkt efficiënt aangezien de soort niet meer werd aangetroffen op de ingerichte dijken.

Vleermuizen

De Leie fungeert als een belangrijke ecologische corridor voor vleermuizen. Naast de functie als trekroute heeft de rivier ook een belangrijke lokale waarde als foerageergebied (jachtgebied). De inventarisatie in pand 140 in 2024 bevestigt dit belang, al bleek de mate van activiteit – zoals vastgesteld bij de eerdere inventarisatie in 2018 en in andere panden – sterk afhankelijk van zeer lokale factoren.

Tijdens het onderzoek in 2024 werden 11 soorten met zekerheid vastgesteld. Naast de algemene gewone dwergvleermuis, ruige dwergvleermuis en watervleermuis, werden in kleinere aantallen de baardvleermuis (baard-/Brandts vleermuis), (gewone) grootoor, laatvlieger en rosse vleermuis geregistreerd. Daarnaast kwamen zeldzamere soorten voor zoals de franjestaart, de kleine dwergvleermuis, de meervleermuis en de bosvleermuis. Ten slotte zijn er ook enkele waarnemingen die we hoogstwaarschijnlijk kunnen toewijzen aan de doortrek van de zeer zeldzame tweekleurige vleermuis.

Uit de statistische modelanalyse blijkt dat de nieuwe plasbermen hebben geleid tot een significante lokale toename van de activiteit van de gewone en ruige dwergvleermuis. De luwere, ondiepe zones aan de nieuwe plasbermen bieden vermoedelijk een groter voedselaanbod van watergebonden insecten (zoals muggen). Waarnemingen met een warmtebeeldkijker bevestigden dit: dwergvleermuizen werden vaak intensief in groepen foeragerend boven en langs die plasbermen gezien.

Voor minder algemene soorten werd geen positief effect van de plasbermen aangetoond. Bij de grootoorvleermuis werd zelfs een significant negatief effect vastgesteld. Dit laat zich verklaren door de ecologie van de soort: de (gewone) grootoor is voor navigatie en jacht sterk afhankelijk van opgaande vegetatie. Door de kap van bomen en struiken voor de inrichting van de nieuwe plasbermen is het landschap wellicht tijdelijk te open geworden voor deze soort.

- Behoud bij toekomstige inrichtingen zoveel mogelijk de bestaande bomen en struiken hoger op de oever. Deze vormen een essentiële geleiding voor soorten die gevoelig zijn voor open ruimtes.
- Optimaliseer bij toekomstige monitoring de exacte locatie en het aantal automatische detectors om lokale effecten beter te spreiden.
- Koppel bij verder detailonderzoek de vleermuisdata aan insecteninventarisaties (zoals waterstalen voor muggenlarven) om de ecologische relatie tussen plasbermen en voedselbeschikbaarheid wetenschappelijk te onderbouwen.

English abstract

Along the Lys, De Vlaamse Waterweg nv works on the waterwayprogram Seine Scheldt. INBO maps the ecological values after completing of the construction works. This study discusses the fish communities, the verge and riparian vegetation, the invasive non-native plant species and the bats in the section between the meander at Gottem and railway crossing at Deinze. The most important findings follow below.

Fish community

In 2024, the newly remodelled riverbanks were evaluated during the first year after construction. Six shallow water zones and two vertically reinforced riverbanks were monitored throughout the spawning and nursery period. A total of 16 species were sampled. Similarly to the preliminary study on section 140, it was found that, generally, nature-friendly riverbanks host a larger number of species and individuals in comparison to vertically reinforced banks. Compared to the dynamics of the nature-friendly riverbanks, the dynamics of the vertically reinforced banks are higher, resulting in less stable populations. This pattern is partly reflected in the dynamics of the microhabitats as well. Dynamics are highest in woody habitats, followed by sandbanks, and along quay walls.

The largest functional organization of juvenile populations occurs at the levels of shallow water zones with aquatic vegetation. Aquatic plants offer protection against strong currents and provide shelter from predators. Although length distributions per microhabitat are low for the overall juvenile population, they are highest in the 'aquatic plants' microhabitat. This is where the most complete populations occur, with all length classes represented.

The functions of spawning habitats are fulfilled by microhabitats with aquatic plants, marsh plants, and sandbanks. Only in these habitats were the youngest juveniles found. As nursery habitats, 'aquatic plants' are preferred, followed by 'marsh plants' and 'sandbanks'. A combination of different microhabitat types for spawning and nursery functions yields a larger proportion of stable juvenile populations, in which all length classes are represented.

When comparing the riverbanks before and after construction, all sections show a diversification of guilds. For the microhabitats 'aquatic plants' and 'marsh vegetation', the number of species and individuals is higher than before the remodelling of the riverbanks. Due to a lack of shelter and extended exposure to currents, this could not be observed for the 'sandbank' microhabitat.

As a result of the floods in the Lys Valley during the winter period, shortly after the construction phase, the riverbanks were exposed to extreme hydrological conditions. This led to altered erosion and sedimentation dynamics, impacting the existing microhabitats. As a result, the aquatic vegetation largely disappeared over the course of 2024 due to a raised turbidity. To further monitor habitat developments, it is therefore necessary to consistently track water quality through continuous measurements, both in the shallow water zones and in the river.

Vegetation

We describe the vegetation on dikes and riverbanks through vegetation surveys in sample plots and by detailed mapping. The experimental setup for vegetation monitoring is primarily focused on temporal repetition. This approach allows for the mapping of the evolution of vegetation and species, which can then be assessed against the objectives set out in the management plan.

The vegetation surveys in sample plots of both the dikes and the banks show incomplete vegetation cover and a high proportion of pioneer species. This is to be expected, given that the infrastructure works took place only one year prior to the surveys.

In the bank sample plots, the cover of habitat-specific species ranges primarily between 50% and 70%. This indicates rapid spontaneous colonization by riparian vegetation after the infrastructure works. The gently sloping banks, with little to no hard materials, create suitable conditions for the germination and establishment of various riparian species.

The coverage of pioneer species is highest in the most upstream survey plots. In the two most downstream plots on the left bank, a scrub layer of black alder is present. Willow species were found in every plot in an herbaceous form. Through natural succession, it is expected that these willows and alders will continue to develop into scrubs.

In the dike vegetation surveys, several target species for species-rich grassland vegetation are growing, while productive grasses show limited coverage. Species characteristic of *Arrhenatherion* grasslands occur locally on the reconstructed dikes.

Some priority invasive plant species have been observed on the dikes and banks. Floating pennywort is growing at numerous locations along the newly established banks. A structured and integrated approach is necessary to control this species effectively. Locust tree was found at three locations. A rapid response is necessary to control its spread. The direct response to Japanese knotweed during the infrastructure works appears efficient, as the species was no longer found along the dikes.

Bats

The River Lys serves as a vital ecological corridor for bats. In addition to its function as a migratory route, the river holds significant local value as a foraging area (hunting ground). The 2024 survey in section 140 reconfirms this importance, although – consistent with the 2018 survey and findings in other sections – the level of activity proved to be highly dependent on very localized factors.

At least 11 species were identified with certainty during the 2024 study. In addition to the common pipistrelle, Nathusius' pipistrelle, and Daubenton's bat, smaller numbers of whiskered bat (whiskered/Brandt's bat), brown long-eared bat, serotine bat, and common noctule were recorded. Furthermore, rarer species were present, including Natterer's bat, the soprano pipistrelle, the pond bat, and Leisler's bat. There were also a few highly probable registrations of the the very rare particoloured bat.

A central part of the study involved assessing the impact of the recently constructed marsh berms. To this end, a robust BACI (Before-After-Control-Impact) study was conducted, statistically comparing the 2024 data with the 2018 baseline. By comparing "impact zones" (with new marsh berms) to "control zones" (without new construction) and correcting for random variables, the effect of the works could be accurately determined.

The statistical model analysis shows that the new marsh berms have led to a significant local increase in the activity of both the common pipistrelle and Nathusius' pipistrelle. The calmer, shallow zones at the new marsh berms likely offer a greater supply of water-bound insects (such as mosquitoes). Observations with a thermal imaging camera confirmed this: pipistrelles were frequently seen foraging in intensive groups above and around the new marsh berms.

For Daubenton's bat, the effect of the new marsh berms was seasonal; a significant increase was only measured during the spring. This may indicate seasonal shifts in food supply or specific use of the dikes during different times of the year.

No positive effect of the marsh berms was demonstrated for less common species. For the brown long-eared bat, a significant negative effect was even established. This can be explained by the species' ecology: the long-eared bat is highly dependent on vertical vegetation for navigation and hunting. Due to the felling of trees and shrubs required for the construction of the new marsh berms, the landscape has likely become temporarily too open for this species.

Based on the study results, several recommendations can be made:

- During future developments, preserve as many existing trees and shrubs higher up the bank as possible. These provide essential guidance for species sensitive to open spaces.
- For future monitoring, optimize the exact location and increase the number of automated detectors to better account for and distribute local effects.
- For more detailed research, link the bat data to insect surveys (such as water samples for midge larvae) to scientifically substantiate the ecological relationship between marsh berms and food availability.

Inhoudstafel

Dankwoord/Voorwoord	2
Samenvatting	3
English abstract	6
Lijst van figuren	11
Lijst van foto's	17
Lijst van tabellen	16
1 Inleiding	18
2 Visgemeenschappen	20
2.1 Materiaal en methode	20
2.1.1 Beschrijving van de mesohabitats	21
2.1.2 Beschrijving van de microhabitats per oevertype	23
2.1.3 Bemonsteringmethode	27
2.1.4 Criteria voor data-analyse	28
2.1.5 Statistische verwerking van de gegevens	32
2.2 Resultaten	33
2.2.1 Soortenrijkdom	34
2.2.2 Abundantie	38
2.2.3 Dynamiek	41
2.2.4 Functionele organisatie	43
2.2.5 Lengteverdeling	44
2.2.6 Rol van het habitatype als paai- en opgroeihabitat	46
2.2.7 Eigenschappen van de waargenomen vispopulaties	47
2.2.8 Statistische verwerking van de data	53
2.2.9 Vergelijking vóór en na aanleg	60
2.3 Discussie	67
3 Vegetatie	69
3.1 Materiaal en methode	69
3.1.1 Proefopzet	69
3.1.2 Dataopslag	73
3.1.3 Dataverwerking	73
3.2 Resultaten	76
3.2.1 Kruidige dijkvegetatie	76
3.2.2 Oevervegetatie	82

Lijst van figuren

Figuur 54.	De bedekking van doelsoorten bij de verschillende dijkopnames.	76
Figuur 55.	Het aantal soorten bij de verschillende dijkopnames.	77
Figuur 56.	De gemiddelde bedekking (met standaarddeviatie) voor soorten met een gemiddelde bedekking > 1,5 %.	78
Figuur 57.	De CSR-aandelen bij de verschillende dijkopnames.	79
Figuur 58.	Detailkartering van enkele kenmerkende soorten voor glanshavergrasland voorkomend in de dijk aan de waterzijde (de achtergrond is de orthofoto 2024, AGIV 2024).	79
Figuur 59.	Detailkartering van enkele kenmerkende soorten voor glanshavergrasland voorkomend in de dijk aan de landzijde (de achtergrond is de orthofoto 2024, AGIV 2024).	81
Figuur 60.	De totale bedekking van de kruid- en struiklaag bij de verschillende oeveropnames.	83
Figuur 61.	De bedekking van typespecifieke soorten bij de verschillende oeveropnames.	84
Figuur 62.	De bedekking van bloemrijke oeversoorten bij de verschillende oeveropnames.	85
Figuur 63.	Het aantal soorten bij de verschillende oeveropnames.	85
Figuur 64.	De gemiddelde bedekking (met standaarddeviatie) voor soorten met een gemiddelde bedekking > 2%.	86
Figuur 65.	De CSR-aandelen bij de verschillende oeveropnames.	88
Figuur 66.	Punt-transect-meetpunten in 2018 (zonder opsplitsing sub-punten 'jaagpad' en 'waterkant').	97
Figuur 67.	Punt-transect-meetpunten in 2024 (zonder opsplitsing sub-punten 'jaagpad' en 'waterkant').	97
Figuur 68.	Automatische batdetector meetpunten in 2018 (1 & 3 op linkeroever, 2 & 4 op rechteroever).	99
Figuur 69.	Automatische batdetector meetpunten in 2024 (2 & 3 op linkeroever, 1 & 4 op rechteroever).	99
Figuur 70.	Manuele controle en verwerking in het programma Kaleidoscope Pro. Voorbeeld van een opname met zowel gewone dwergvleermuis (PIPPIP, reeds automatisch in 'auto-ID' veld) als ruige dwergvleermuis (PIP NAT, reeds als tweede soort automatisch in 'alternate 1' veld).	101
Figuur 71.	Detailanalyse in het programma Batsound, hier met een opname van bosvleermuis, met ook het gebruik van de Power Spectrum functie.	101
Figuur 72.	Losse transect-waarnemingen van gewone en ruige dwergvleermuis.	104
Figuur 73.	Losse transect-waarnemingen van minder algemene soorten.	105
Figuur 74.	Gemiddeld aantal detecties (= als vleermuispassages) van de meest algemene soorten bij de 6 punt-transect-avondmetingen aan de subpunten langs het jaagpad. Het aantal toont telkens het gemiddelde van de 6 meetpunten per oever (linkeroever = L, rechteroever = R).	106
Figuur 75.	Gemiddeld aantal detecties (= als vleermuispassages) van de meest algemene soorten bij de 6 punt-transect-avondmetingen aan de subpunten langs de waterkant. Het aantal toont telkens het gemiddelde van de 6 meetpunten per oever (linkeroever = L, rechteroever = R).	106
Figuur 76.	Boxplots van de gewone dwergvleermuis activiteit, in alle seizoenen, langs de waterkant.	108
Figuur 77.	Boxplots van de gewone dwergvleermuis in alle seizoenen, langs het jaagpad.	108
Figuur 78.	Boxplots van de ruige dwergvleermuis in alle seizoenen (in feite voorjaar en najaar), langs de waterkant.	109
Figuur 79.	Boxplots van de watervleermuis in alle seizoenen, langs de waterkant.	109

Lijst van tabellen

Tabel 1.	Vangstgegevens van de volledige staalnameperiode voor het pand 140 van de Leie ter hoogte van de heringerichte trajecten.	33
Tabel 2.	Habitatgebruik van de juvenielen (%) ter hoogte van de mesohabitat die maximaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid. De waarden werden gestandaardiseerd in functie van de vangstinspanning.	46
Tabel 3.	Habitatgebruik van de juvenielen (%) die minimaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op de aan- en afwezigheid. De waarden werden gestandaardiseerd in functie van de vangstinspanning.	47
Tabel 4.	Indeling van de waargenomen soorten volgens de ecologische gilde.	48
Tabel 5.	Paaiperiode die in de literatuur wordt vermeld voor de bemonsterde vissen.	49
Tabel 6.	Lengtebereik per soort en maximaal lengteverschil tussen 2 opeenvolgende individuen met verschillende lengte binnen een juveniele populatie gedurende de volledige bemonsteringsperiode in de Leie. De maximale verschillen kleiner dan 25% zijn vetgedrukt.	50
Tabel 7.	Abiotische metingen gedurende de bemonsteringsperiode. De data voor de Leie zijn afkomstig van de VMM-databank.	54
Tabel 8.	Overzicht van de meso- en microhabitats, vóór en na herinrichting	60
Tabel 9.	Overzicht van de verdeling van gilden.	66
Tabel 10.	De beheermonitoringsschaal aangewend voor het maken van vegetatieopnames.	70
Tabel 11.	De verschillende klassen volgens het aantal exemplaren die worden onderscheiden voor het inschatten van abundanties bij aandachtsoorten.	71
Tabel 12.	De vertaling van de bedekkingen aan de hand van de beheermonitoringsschaal naar percentages.	73
Tabel 13.	Punt-transect-avondmetingen langs pand 140 in 2024. De data zijn telkens deze van de start van de avondmeting, in het voorjaar en de zomer werd tot na middernacht geteld.	96
Tabel 14.	Automatische batdetectormetingen op vier vaste meetpunten in 2024 (nr. 1 en 4 op de recheroever, en nr. 2 en 3 op linkeroever) langs de waterkant in pand 140 in het voorjaar (29 april tot en met 19 mei), zomer (17 juli tot 10 aug) en najaar (15 sept tot en met 5 okt).	98
Tabel 15.	Resultaat van de GLMM voor de meest voorkomende soorten bij de actieve punt-transect-avondmetingen op vaste punten, voor de BACI term 'jaar2024:plasbermj'. Deze term wijst op het extra effect van het 'jaar 2024' dat alleen optreedt op de punten met een nieuwe 'plasberm'. Random variabelen zijn 'puntcode' (variatie tussen de telpunten) en 'avond' (temporele variatie tussen avondtellingen), meer info, zie 4.1.3.	110
Tabel 16.	Aantal detectoropnames (als vleermuispassages/detecties) per soort (of soortgroep in grijze achtergrond) en het aantal ruisopnames met de automatische batdetectors op vier vaste punten langs de waterkant in pand 140 in 2024. De drie cijfers na de vermelding van het totaal aantal nachten zijn het aantal nachten in resp. het voorjaar (eind april-mei), zomer (juli-aug) en najaar (sept-okt). De SD kaarten in detector 2 waren in de zomer door veel ruisopnames van sprinkhanen al vol na 15 nachten.	114

Tabel 17.	Resultaat van de GLMM voor de meest voorkomende soorten bij de automatische detector metingen, voor de BACI term 'JAAR2024:LOCATIE'. Deze term wijst op de interactie tussen de variabelen jaar met waarde '2024' (= na de plasberminrichting) en meetlocaties D1 tot D4 waarbij enkel D1 en D2 waren gesitueerd aan de nieuwe plasberminrichting. De random variabele is 'NACHT', omwille van de temporele variatie tussen de verschillende meetnachten (meer info, zie 4.1.3, en zie ook tabel 15). Gezien de complexiteit van verschillende combinaties door de vier verschillende meetlocaties, werden de resultaten uit de vier ruwe coëfficiënten nadien geaggregeerd per zone (D1 + D2 vs. D3 + D4) met wel of geen nieuwe plasberminrichting.	128
Tabel 18.	Zekere meervleermuisregistraties met de automatische batdetectors, inclusief de tijd tussen registraties aan opeenvolgende detectors. Detecties in dezelfde nacht zijn gegroepeerd met een blauw kader en verschillende achtergrondkleur.	135
Tabel 19.	Bosvleermuisdetecties met de automatische batdetectors. Detecties in dezelfde nacht zijn gegroepeerd met een blauw kader en verschillende achtergrondkleur.	136

Lijst van foto's

Foto 1.	Plasberm op traject 5.	22
Foto 2.	Breuksteen op traject R1.	22
Foto 3.	Betonnen oever op traject R2.	23
Foto 4.	Waterplanten als microhabitat is aanwezig in de trajecten 1 en 2.	24
Foto 5.	Aangetroffen waterplanten in de plasberm langs de Leie. De linkse foto toont zannichellia; de rechtse foto gekroesd fonteinkruid.	24
Foto 6.	Moerasvegetaties ter hoogte van de waterlijn in traject 3.	25
Foto 7.	Rietuitlopers ter hoogte van traject 4.	26
Foto 8.	Plasberm met zandplaat.	26
Foto 9.	Houtige vegetaties ter hoogte van traject R1.	27
Foto 10.	Links: vegetatie van vooral witte en rode klaver in de opname 'dijk-02'; rechts: schaarse begroeiing in de opname 'dijk-05'.	77
Foto 11.	Een populatie van margriet groeit op de rechteroever stroomafwaarts Machelenbrug.	80
Foto 12.	Een struweel van robinia komt voor op de linkeroever 550 m stroomafwaarts Machelenbrug.	82
Foto 13.	Links = opname 'oever-03' met wolfsfoot, grote kattenstaart, waterzuring, zwart tandzaad en zwart els; rechts = de opname 'oever-07'.	84
Foto 14.	Zwanenbloem in de opname 'oever-04'.	87
Foto 15.	Grote waternavel groeit in verschillende opnames, zoals in opname 'oever-03'.	88
Foto 16.	Anabat Walkabout batdetector en Pulsar Accolade 2 LRF XP50 PRO warmtebeeldkijker.	96
Foto 17.	Ultrasone microfoon van één van de vier automatische batdetectors (inzet links).	98
Foto 18.	Watervleermuizen boven nieuwe plasberm (Pulsar warmtebeeldopname).	113
Foto 19.	Dwergvleermuizen boven nieuwe plasberm (Pulsar warmtebeeldopname).	113

1 INLEIDING

De Vlaamse Waterweg nv (DVW) werkt aan het Europese waterwegenprogramma Seine-Schelde. Dit programma heeft als doel om de binnenvaartverbinding te ontwikkelen tussen het Seine- en het Scheldebekken voor schepen van de CEMT-klasse¹ Vb (4.400 ton, éénrichtingsverkeer) en containervaart op 3 lagen. Naast dit 'luik binnenvaart' is er ook een 'luik rivierherstel Leie'. In dit luik staat het herstel van het multifunctionele karakter van de rivier centraal. Het versterken van de ruimtelijke samenhang, het verbeteren van de kwaliteit van het ecologisch systeem en het realiseren of herstellen van de relatie tussen de gekanaliseerde waterweg en de natuurlijke rivier of haar meanders zullen hierbij aan bod komen. Concrete maatregelen binnen het 'luik rivierherstel Leie' omvatten het voorzien van vispassages, fauna-uitstapplaatsen, de aanleg van natuurvriendelijke en -technische oevers en de ontwikkeling van een mozaïek van bloemrijke graslandvegetaties en hakhoutstruweel op de dijken.

Volgens de beslissing van de Vlaamse Regering (VR 2010 1712 DOC.1285TER) omtrent het plan-MER Seine-Schelde is een monitoringsprogramma vereist voor de ecologische opvolging van de uitvoeringsprojecten. Bovendien wordt het project Seine-Schelde opgehangen aan de doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water.

In de voorgaande jaren heeft INBO, op vraag van DVW, de natuurwaarden voorafgaand aan de uitvoering van de inrichtingswerken in kaart gebracht (T0-data). De natuurwaarden voor het traject tussen Sint-Baafs-Vijve en Deinze (pand 140) zijn beschreven in Van Kerckvoorde *et al.* (2020), voor het traject tussen Menen en Harelbeke (pand 160) in Van Kerckvoorde *et al.* (2023) en voor het traject tussen Harelbeke en Sint-Baafs-Vijve (pand 150) in Van Kerckvoorde *et al.* (2024).

De inrichtingswerken zijn afgerond sinds begin 2024 tussen de spoorwegovergang te Deinze en de Leiemeander te Gottem (Figuur 1). DVW vraagt om, in analogie met de T0-data, dezelfde soortengroepen te bemonsteren in trajecten na de inrichtingswerken om volgende vragen te beantwoorden:

- Welke natuurwaarden zijn aanwezig na de inrichtingswerken?
- Is er een ontwikkeling naar de vooropgestelde natuurdoelen?
- Is er bijsturing van de inrichtingsmaatregelen of het beheer wenselijk?

Via de ecologische monitoring kan worden nagegaan of er vooruitgang is richting de doelstellingen van het natuurbeheerplan Leie (D'Haese, 2023).

¹ Conférence Européenne des Ministres des Transports, 11 and 12 juni 1992, Resolution No. 92/2 on new classification of inland waterways [CEMT/CM(92)6/FINAL]



Figuur 1. Situering van de Leie tussen de meander Gottem en de spoorwegbrug Deinze (de achtergrond is de topokaart 1:10.000, AGIV 2009).

2 VISGEMEENSCHAPPEN

Sophie Vermeersch

De uitgevoerde inrichtingswerken resulteren in een diversifiëring van abiotische karakteristieken. Deze studie is de eerste monitoring na de inrichting om na te gaan in welke mate de verandering van abiotische omstandigheden reeds geleid heeft tot een ontwikkeling van habitats en in welke mate deze habitats de vispopulaties beïnvloeden.

Concreet dienen volgende onderzoeksvragen beantwoord te worden:

- Wat is de soortensamenstelling van de visgemeenschap in de plasbermen? Welke abundanties en/of lengteverdelingen komen voor?
- Zijn de plasbermen functioneel voor visgemeenschappen? Wat zijn de dynamiek en functionele organisatie binnen de gemeenschap?
- Wat is de impact van de meso- en microhabitats op de vispopulaties?
- Hoe verloopt de evolutie van de vispopulaties in de tijd?

2.1 MATERIAAL EN METHODE

Om de impact van de oeverinrichtingen over het pand 140 op de aanwezige visgemeenschappen te evalueren werd grotendeels gebruikgemaakt van de methodiek voorgesteld door Mouton *et al.* (2009). Op linker- en rechteroever werden zes trajecten geselecteerd met een grote potentie voor het behoud van een paaifunctie op langere termijn. Deze trajecten zullen geanalyseerd worden en onderling vergeleken worden met referentietrajecten, zijnde ongewijzigde trajecten na inrichting (Figuur 2). De resultaten van de huidige monitoring zullen ook vergeleken worden met de resultaten van de T0-monitoring om te zien of de herinrichting het gewenste effect heeft op de visgemeenschappen.

Bij het bemonsteren van de verschillende trajecten werd gelijktijdig de waterkwaliteit gemeten voor verschillende variabelen: conductiviteit ($\mu\text{S/l}$), pH, saliniteit (g/l), T ($^{\circ}\text{C}$), turbiditeit (NTU), O_2 -concentratie (mg/l). Er werd nagegaan of er een relatie is tussen het voorkomen van bepaalde vissoorten en de opgemeten variabelen.



Figuur 2. Overzicht van de bemonsterde trajecten in functie van de monitoring van de visgemeenschappen (de achtergrond is de orthofoto 2022, AGIV 2022).

2.1.1 Beschrijving van de mesohabitats

Natuurvriendelijke oevers, meer bepaald plasbermen (Foto 1), bestaan uit een vooroeverconstructie die de luwe zone afschermt waar vissen de nodige bescherming vinden tegen stroming en golfslag. Een alternatief op deze constructies zijn drasbermen wanneer de diepte in de luwe zone ontoereikend is als paai- of schuilplaatsen.

Verticaal verstevigde oevers zijn opgebouwd uit breuksteen (Foto 2) of verticale betonoevers (Foto 3). Rekening houdende met de vlakke structuur zijn de schuilmogelijkheden voor vis beperkt of onbestaande.



Foto 1. Plasberm op traject 5.



Foto 2. Breuksteen op traject R1.

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

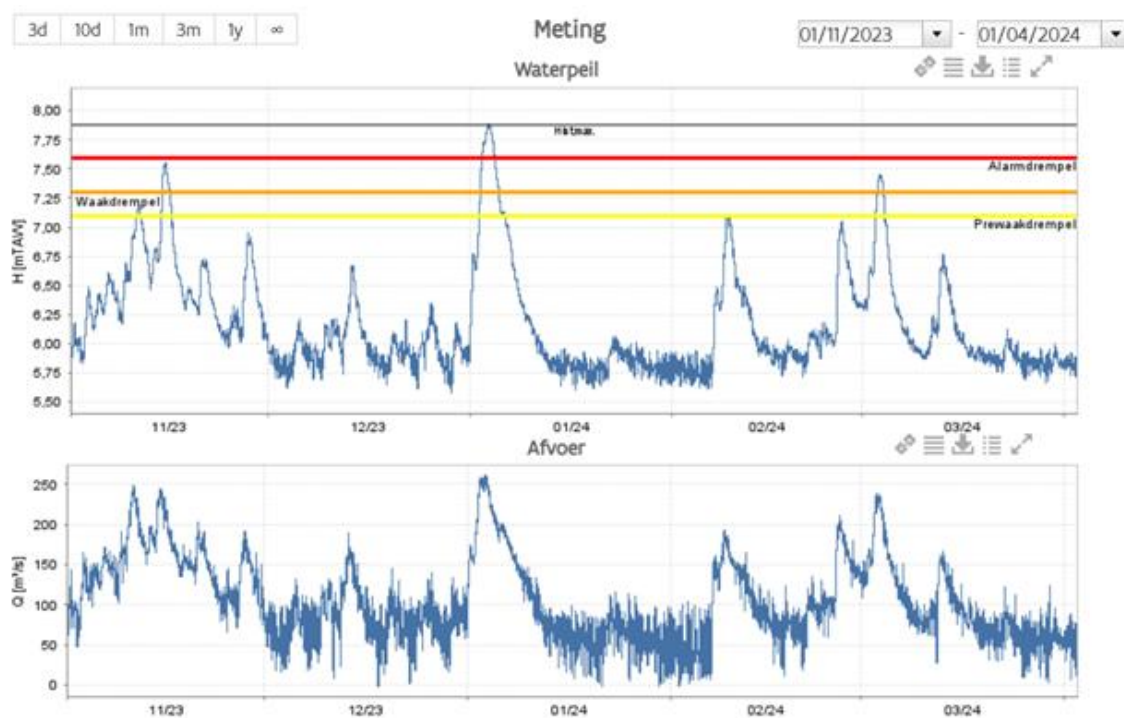


Foto 3. Betonnen oever op traject R2.

2.1.2 Beschrijving van de microhabitats per oevertyp

De oevertypes werden onderverdeeld volgens de overheersende microhabitats.

De extreme hoogwaterstanden en overstromingen in de winter van 2023/2024 (Figuur 3) hebben waarschijnlijk de aanvoer van diasporen in de plasbermen bewerkstelligd onder de vorm van vegetatieve uitlopers, scheuten en wortelstokken. Dit heeft geleid tot een overvloedige aanwezigheid van **waterplanten** als microhabitat voor de trajecten 1 en 2 (Foto 4).



Figuur 3. Waterstanden van de Leie tijdens de winter 2023/2024 te Machelen.

Foto 4. Waterplanten als microhabitat is aanwezig in de trajecten 1 en 2.

Tijdens de maand juli is de bedekking ongeveer 60% van de oppervlakte van de plasberm. De aanwezige waterplanten zijn zannichellia (Foto 5), tenger fonteinkruid, gedoornd hoornblad en gekroesd fonteinkruid (Foto 5). Door de aanhoudende turbiditeit in de plasberm neemt in de loop van de tijd de sedimentatie op de bladeren toe. Op enkele maanden tijd verdwijnen de ondergedoken waterplanten volledig.



Foto 5. Aangetroffen waterplanten in de plasbier langs de Leie. De linkse foto toont zannichellia; de rechtse foto gekroesd fonteinkruis.



Foto 7. Rietuitlopers ter hoogte van traject 4.

De microhabitat '**zandplaten**' ontstaat vooral ter hoogte van de trajecten waar de zandlenzen dagzomen (Foto 8). Deze habitats worden gekenmerkt door uniforme bodems met weinig schuilmogelijkheden, die onderhevig zijn aan stromingen ten gevolge van scheepspassages. Dit bemoeilijkt ook de kolonisatie door vegetaties.



Foto 8. Plasberm met zandplaat.

2.1.4.2 Dynamiek

De dynamiek beschrijft de verschuiving in diversiteit van een visgemeenschap. Algemeen wordt aangenomen dat visgemeenschappen evolueren langs een continuüm in de tijd, eerder dan te leiden tot een climaxgemeenschap. De visgemeenschap is continu in verandering door in- en uitstroom van individuen en populaties van verschillende soorten onder invloed van reproductie, mortaliteit en migratie. Elke bemonstering van de visgemeenschap is bijgevolg een momentopname van een continu evoluerend gebeuren, en vergelijking van opeenvolgende bemonsteringen kan inzicht verschaffen in de dynamiek van deze gemeenschap. Deze dynamiek wordt gedefinieerd als het aantal soorten dat gemiddeld significant dominant wordt binnen een gegeven habitat en een bepaald tijdsinterval. Hoe meer soorten de gemeenschap uitbreiden, per tijdseenheid en in verhouding tot het aantal reeds aanwezige soorten, hoe meer de oorspronkelijke visgemeenschap kan veranderen, en hoe dynamischer de gemeenschap dus kan zijn. Optimaal wordt een gemiddelde dynamiek nagestreefd, waarbij een evenwicht is tussen de aangroei (reproductie en immigratie) en de afname (mortaliteit en emigratie) van vispopulaties binnen een gemeenschap. Een extreem hoge of lage dynamiek wijst op een minder duurzame gemeenschap. Specifiek zal bij een hoge dynamiek de samenstelling van de visgemeenschap constant zeer sterk veranderen, waarbij nagenoeg geen enkele soort erin slaagt een duurzame populatie uit te bouwen. Bij een lage dynamiek zullen slechts een aantal soorten een stabiele populatie uitgebouwd hebben, en zal de instroom van nieuwe soorten nagenoeg nihil zijn. Deze situatie kan bijvoorbeeld voorkomen bij zeer sterk geïsoleerde gemeenschappen.

De dynamiek van een populatie kan gekwantificeerd worden aan de hand van de procentuele verandering van een gemeenschap (% verandering). Hierbij is dit percentage gedefinieerd als:

% verandering = 100 - % gelijkenis

waarbij de procentuele gelijkenis van twee gemeenschappen (gescheiden in de tijd) berekend wordt op basis van de relatieve dominantie van een soort. Eerst wordt, op basis van een referentietijdstip, de procentuele verandering van de gemeenschap berekend voor de verschillende bemonsteringstijdstippen. Deze verandering wordt berekend door het aantal gewijzigde soorten (ten opzichte van maand 1) van een habitat in maand 2 te delen door het totaal aantal soorten van deze habitat in maand 2. Vervolgens wordt de veranderingsratio (Z_i) berekend als het gemiddelde van deze procentuele veranderingen. In deze studie wordt de bemonstering van de maand juni de referentie en wordt de veranderingsratio berekend als het gemiddelde van de procentuele gemeenschapsverandering van de maanden juli en augustus.

2.1.4.3 Functionele organisatie

De functionele organisatie Fo is een derde criterium om de toestand van een visgemeenschap te beoordelen. Deze organisatie wordt bepaald door de organismen die het best passen in de heersende interactie tussen organismen en hun omgeving. Hierdoor neigen deze organismen tot dominantie binnen de structuur van de visgemeenschap. De functionele organisatie kan gekwantificeerd worden door de Shannon-Weaver entropie (Shannon & Weaver 1963).

Het behoud van een bepaalde functionaliteit wordt volgens hen verzekerd door de flexibiliteit van de gemeenschap. Soorten die slechts in de minderheid zijn binnen een bepaalde gemeenschap, kunnen bijvoorbeeld dominant worden na een sterke verstoring en zo de functionaliteit van de gemeenschap garanderen. Dergelijk mechanisme van functionele redundantie (verschillende soorten die dezelfde functionaliteit kunnen vervullen wanneer nodig) verzekert een snel herstel van een stresssituatie (Fernandez *et al.*, 2000). Bijgevolg kan de functionele organisatie (Fo) gedefinieerd worden als de mogelijkheid van de gemeenschap om zich te organiseren volgens een gepaste verdeling van dominante en veerkrachtige organismen.

De 45% PL curve en het gebied errond omvatten gemeenschappen met een lager evenwicht dan de vorige gemeenschap. De best aangepaste soorten zijn hier dominant terwijl de meerderheid (de overige 80% van de gemeenschap op de X-as) aanwezig is in lagere abundanties. Door de hoge abundantie van sommige soorten en de beschikbaarheid van vele andere kan de gemeenschap mogelijks veranderende omgevingscondities verwerken en haar functionaliteit behouden. Bijgevolg worden dergelijke gemeenschappen beschouwd als gebalanceerde gemeenschappen met een gemiddelde Fo. Dergelijke gemiddelde Fo wordt bijgevolg beschouwd als de optimale situatie.

2.1.4.4 Lengteverdeling

Om de lengteverdeling van de gevangen vissoorten te kwantificeren, werd per oevertype, maand en soort het lengteverschil tussen het kleinste en de grootste juveniele individu gemeten. Vervolgens werd dit lengtebereik (LB) vergeleken met het lengtebereik van deze soort over het hele staalnamegebied en tijdens de volledige staalnameperiode (LB_{tot}). Hoe hoger de verhouding tussen beide bereiken (de bereikscore Bs), hoe groter de kans dat een gezonde juveniele populatie aanwezig is ter hoogte van het bemonsterde oevertype.

De bereikscore B_s geeft echter geen informatie over de verdeling van de gevangen individuen over de verschillende lengteklassen binnen het bereik. Wanneer bijvoorbeeld enkel een zeer kleine en een zeer grote vis gevangen worden, zal een hoge B_s worden toegekend aan de populatie van deze soort, terwijl eigenlijk slechts twee lengteklassen voorkomen. De bemonsterde populatie kan dus niet als gezond beschouwd worden, aangezien niet alle leeftijdsklassen vertegenwoordigd zijn. Deze situatie kan veroorzaakt worden door chemische waterkwaliteitsdaling of habitatverlies, maar grote individuen kunnen ook kunstmatig in de waterloop voorkomen als gevolg van uitzettingen. Daarom wordt de lengtespreiding van de waargenomen individuen over de verschillende leeftijds-/lengteklassen ook in rekening gebracht bij het beoordelen van de lengteverdeling. De spreidingsscore S_s geeft het percentage van de lengteklassen weer die waargenomen worden ter hoogte van een bepaald habitattype.

In dit rapport werden voor elke soort 4 uniforme lengteklassen gedefinieerd op basis van het kleinste en het grootste waargenomen juveniele individu. Wanneer ter hoogte van een bepaalde habitat individuen uit 3 lengteklassen worden gevangen, scoort deze habitat een Ss van $3/4 = 0.75$.

Uiteindelijk wordt de finale lengtescore L_s berekend als het product van B_s en S_s . Bijgevolg worden enkel populaties met een hoge B_s en een hoge S_s als gezond beschouwd. Voor de analyse van de lengteverdeling kunnen alle staalnames afzonderlijk worden beschouwd, of kunnen de verschillende bemonsteringen per locatie gegroepeerd worden om het maandeffect uit te sluiten.

2.1.4.5 Rol van de verschillende habitattypes als paai- en opgroeihabitat

Om de paaihabitat van de vispopulaties in het pand 140 te lokaliseren, werd per soort het habitatgebruik geanalyseerd van de juvenielen die maximaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte. Aangezien totale abundanties een vertekend beeld kunnen geven van de rol van het microhabitattype als paaihabitat, werd enkel de aanwezigheid van de juvenielen beschouwd. Om de paaihabitats met 100% zekerheid te lokaliseren, zouden eigenlijk eieren of larven moeten bemonsterd worden. Aangezien deze aanpak praktisch moeilijk haalbaar is, werd de paaihabitat in dit onderzoek gelokaliseerd op basis van de aanwezigheid van de jongste juvenielen. Deze methode veronderstelt dat de jongste juvenielen slechts over een beperkte afstand migreren in de eerste dagen na hun geboorte.

Om de opgroeihabitat van de vispopulaties in de rivier te lokaliseren, werd per soort het habitatgebruik geanalyseerd van de juvenielen die minimaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte.

2.1.5 Statistische verwerking van de gegevens

2.1.5.1 Analyse van de abiotische data

In eerste instantie wordt er een PCA (Principal Component Analysis) uitgevoerd. Aan de hand van deze methode worden de hoofcomponenten bepaald die de meeste variantie in de abiotische data verklaren. De hoofcomponenten zijn lineaire combinaties van de oorspronkelijke variabelen. Aan de hand van deze aanpak worden de covariabelen, zijnde de variabelen die weinig bijdragen tot bijkomende informatie in de data, weggelaten. Door het behoud van de variabelen die significant bijdragen tot variantie in de data, kunnen relaties tussen soorten, trajecten en abiotiek bepaald worden.

Relaties tussen abiotische variabelen en de aanwezigheid van soorten op bepaalde trajecten, kunnen op hun beurt bepaald worden aan de hand van een CCA (Canonical Correspondence Analysis) en zodoende een verklaring geven voor de aanwezigheid van soorten in functie van omgevingsvariabelen.

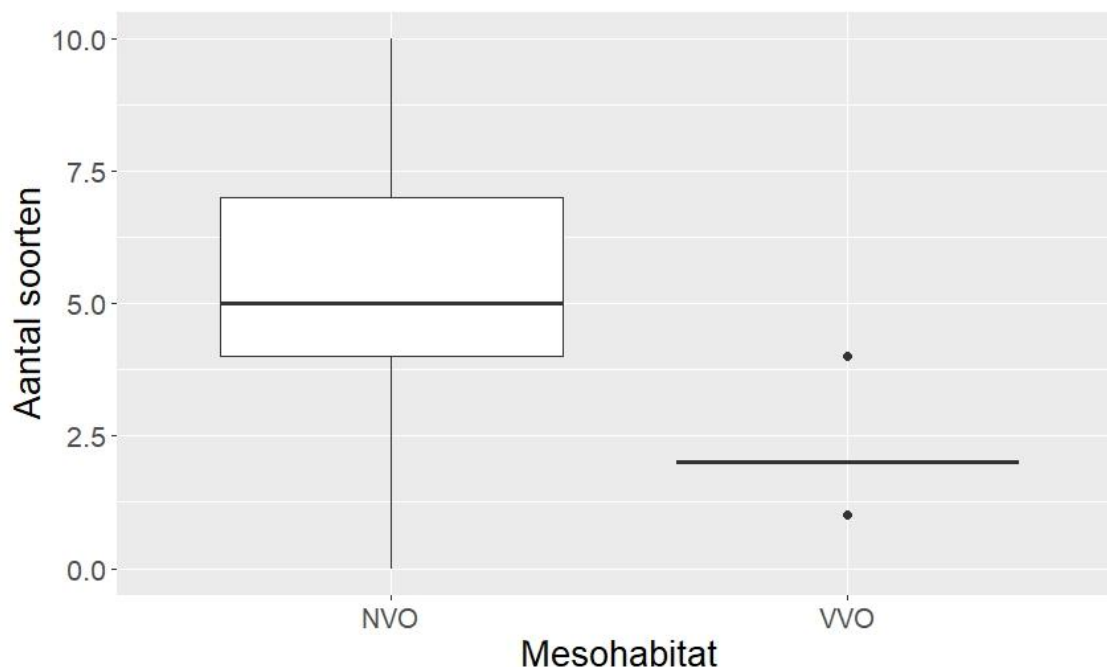
2.1.5.2 Analyse van de soortengegevens

Voor de statistische analyses werden parametrische testen gebruikt indien de set van gegevens overeenkomt met een normaalverdeling. Waar dit niet het geval is werden niet parametrische statistische testen gebruikt. Deze testen bieden een conservatieve doch robuuste methode voor het bepalen van de significantie van de resultaten. Ze worden niet beïnvloed door extremen in de gegevens en ze veronderstellen niet dat de gegevens een specifieke probabiliteitsdistributie volgen (Potuin & Rolff, 1993).

2.2.1 Soortenrijkdom

2.2.1.1 Soortenrijkdom in functie van de mesohabitat

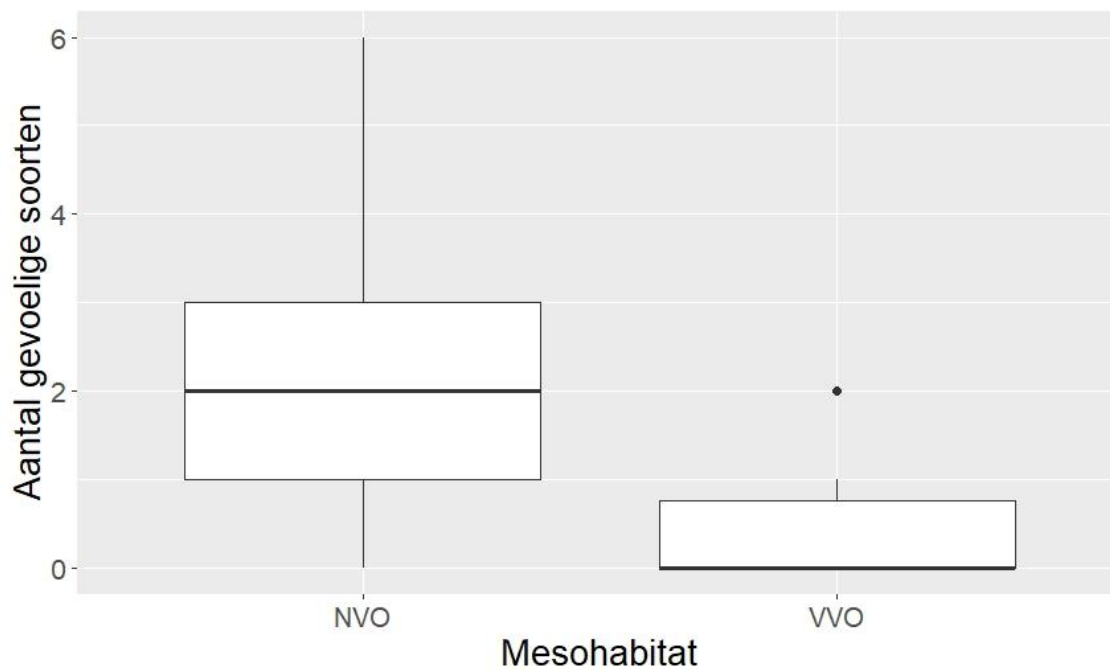
De dominante habitat over een traject van 100 m wordt als mesohabitat beschouwd. Er werd een onderscheid gemaakt tussen de natuurvriendelijke oevers (NVO) en de verticaal verstevigde oevers (VVO) (Figuur 5).



Figuur 5. Boxplot van het aantal soorten in functie van de mesohabitat voor de volledige staalnameperiode (mediaan, percentielen en minimum- en maximumwaarden) ($p < 0.01$).

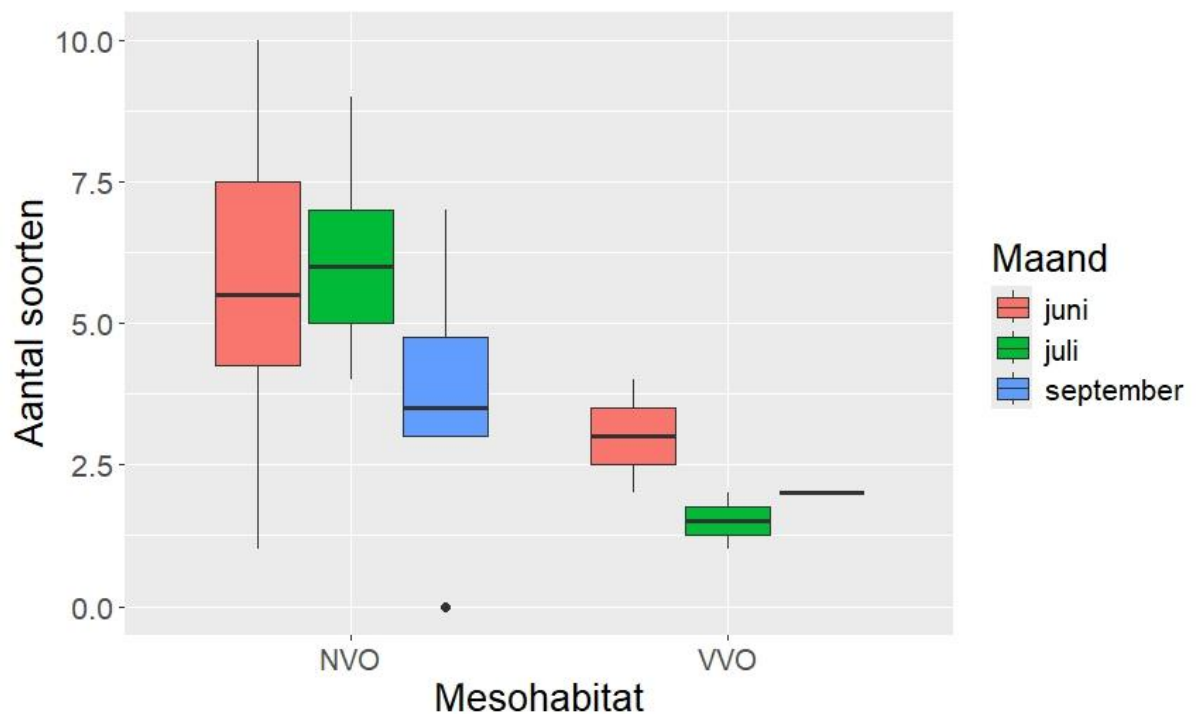
Naar analogie met een voorgaande studie van het pand 140 en van de studie van de oevers tussen Sint-Baafs-Vijve en Menen, kan men nogmaals concluderen dat natuurvriendelijke oevers een meerwaarde betekenen voor de vispopulaties (Van Kerckvoorde *et al.* 2024; Vermeersch *et al.* 2017).

Dezelfde analyse werd uitgevoerd voor de gevoelige soorten. Dit zijn soorten die op minder dan 80% van de staalnamelocaties voorkomen. Daarvoor werden baars, blankvoorn, driedoornige stekelbaars en zwartbekgrondel uit analyse verwijderd. Aangezien deze soorten op de meeste locaties voorkomen, geven ze weinig informatie over de invloed van de mesohabitat (Figuur 6; $p < 0.05$).



Figuur 6. Boxplots van het aantal gevoelige soorten per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode (mediaan, percentielen en minimum- en maximumwaarden) ($p < 0.05$).

Wanneer het aantal soorten per maand wordt uitgesplitst, blijkt het aantal soorten in de natuurvriendelijke oevers groter dan het aantal soorten in verstevigde oevers voor alle maanden (Figuur 7).

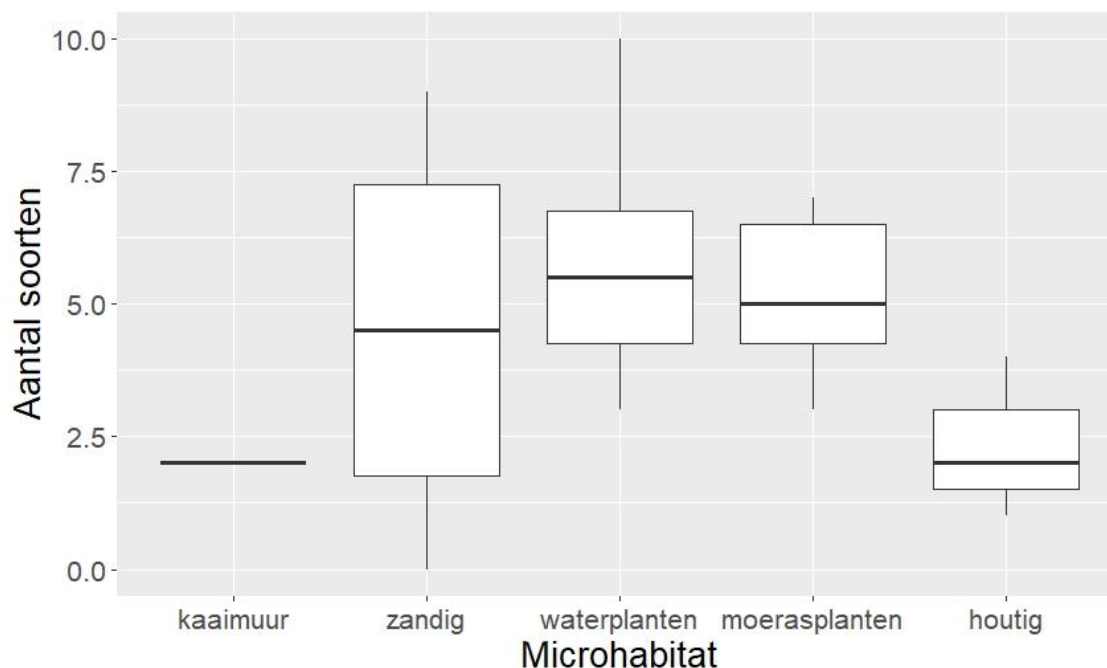


Figuur 7. Boxplots van het aantal soorten die per maand bevestigd werden ter hoogte van de mesohabitats (mediaan, percentielen en minimum- en maximumwaarden) ($p < 0.01$).

2.2.1.2 Soortenrijkdom in functie van de microhabitat

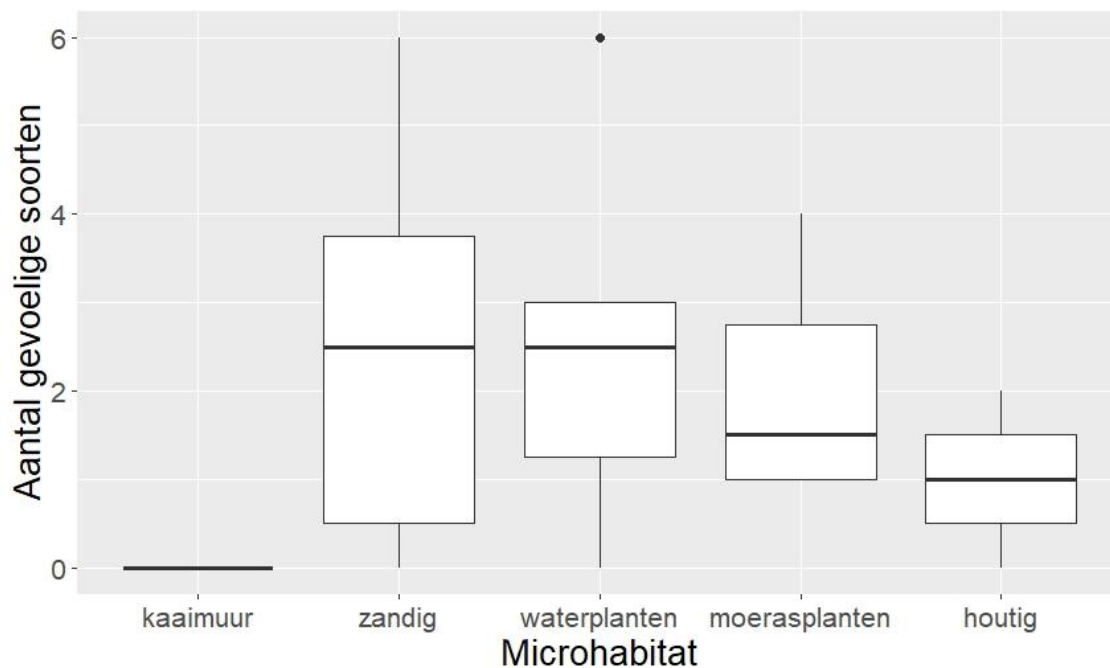
In pand 140 zijn, na herinrichting van de trajecten, de microhabitats sterk gebonden aan de mesohabitats. Zo komen kaaimuren en houtige habitats momenteel enkel voor ter hoogte van de verticaal verstevigde oevers. De zandige habitats, de water- en moerasplanten, komen enkel voor ter hoogte van de natuurvriendelijke oevers (Figuur 8).

De microhabitats die voorkomen ter hoogte van de natuurvriendelijke oevers scoren het best. Voor het pand 140 speelt de creatie van luwe zones duidelijk een belangrijke rol.



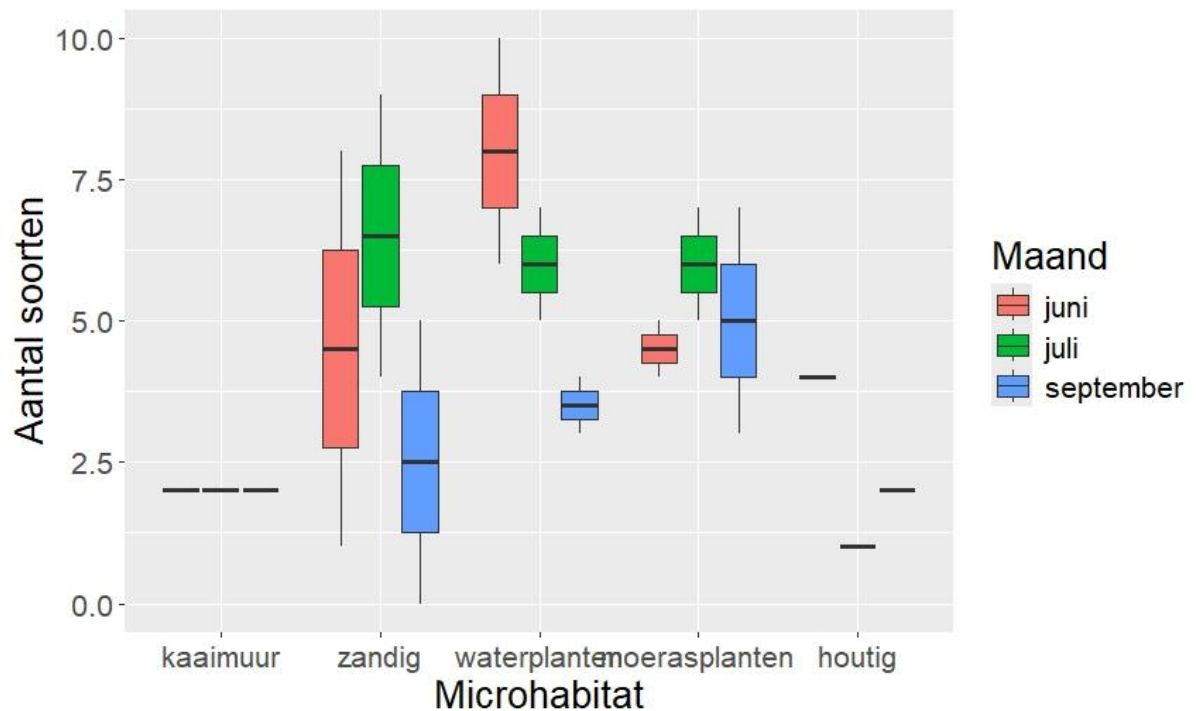
Figuur 8. Boxplots van het aantal juveniele soorten per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode (mediaan, percentielen en minimum- en maximumwaarden) ($p < 0.01$).

Ook wanneer de analyse voor de gevoelige soorten uitgevoerd wordt, heeft men een gelijkaardige trend, namelijk dat het aandeel gevoelige soorten voor de houtige habitats vergelijkbaar wordt met de microhabitats die in de natuurvriendelijke oevers voorkomen en dat er ter hoogte van de kaaimuur geen gevoelige soorten voorkomen (Figuur 9).



Figuur 9. Boxplots van het aantal gevoelige soorten per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode (mediaan, percentielen en minimum- en maximumwaarden) ($p=n.s.$).

Wanneer het aantal soorten van iedere microhabitat uitgesplitst wordt volgens de maanden waarin de bemonsteringen werden uitgevoerd, is het aantal soorten juvenielen in september het laagst. Grotere juvenielen hebben immers ook een grotere mobiliteit en de paaiperiode is dan grotendeels voorbij. De evolutie van het aandeel waterplanten is binnen deze microhabitat ook duidelijk zichtbaar. In juni bedroeg hun aandeel ongeveer 60% van de oppervlakte van de luwe zone. Door een toenemende sedimentatie gedurende de zomermaanden, zijn de waterplanten beginnen afsterven. In september waren ze volledig verdwenen (Figuur 10).

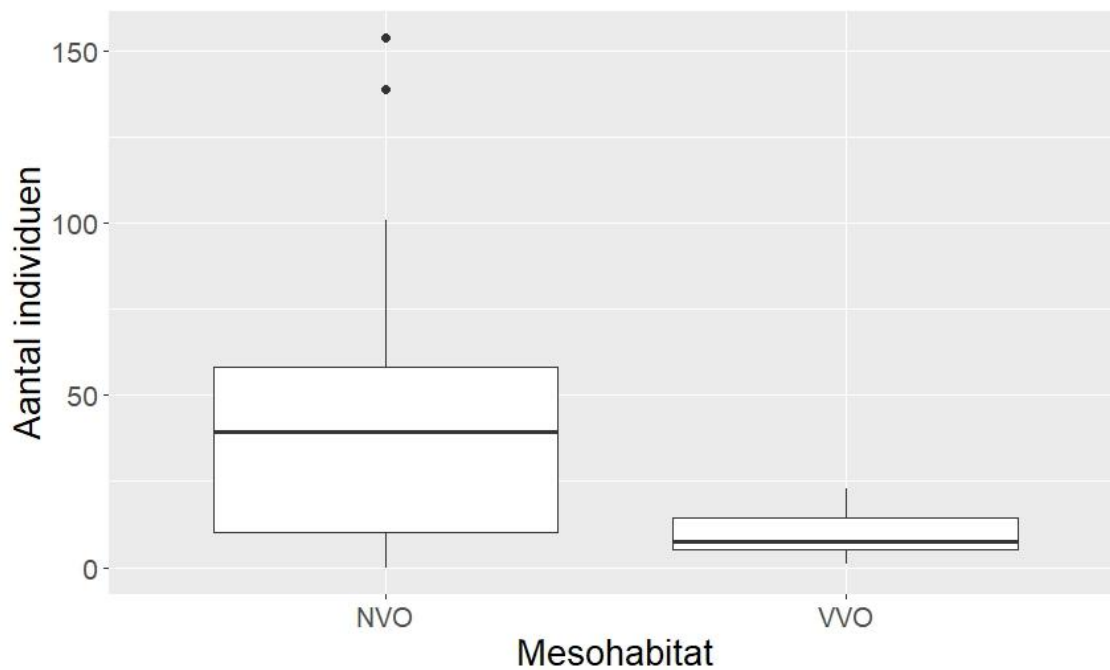


Figuur 10. Boxplots van het aantal soorten die per maand bevestigd werden ter hoogte van de microhabitats (mediaan, percentielen en minimum- en maximumwaarden) ($p = n.s.$).

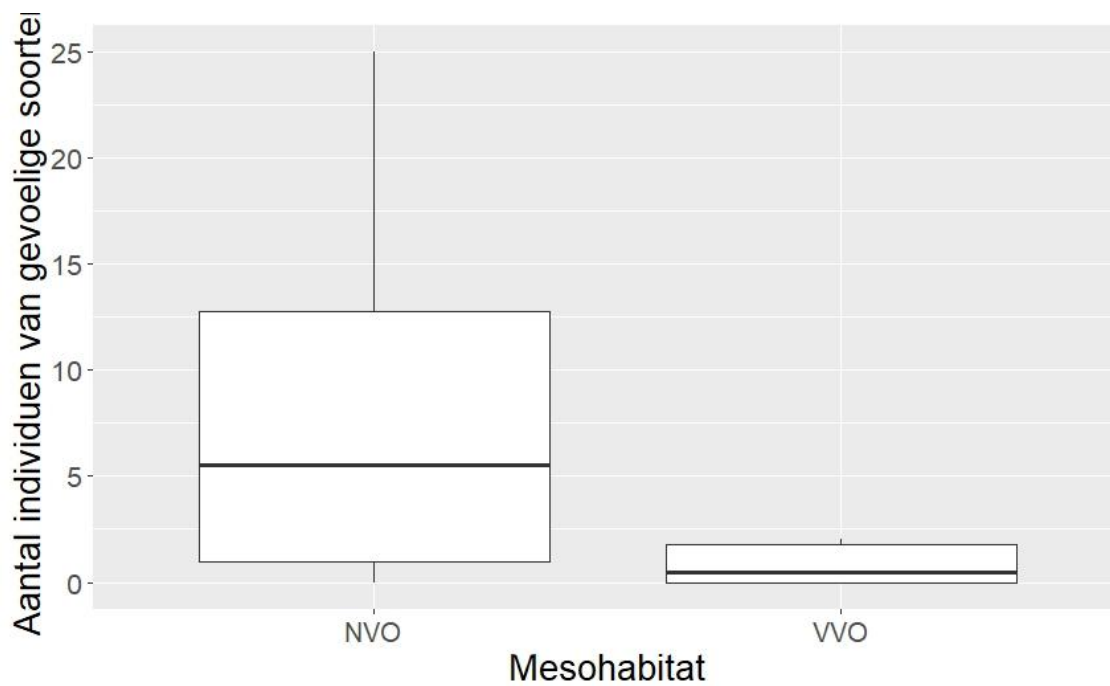
2.2.2 Abundantie

2.2.2.1 Abundantie in functie van de mesohabitat

Het aantal gevangen individuen in de natuurvriendelijke oevers is beduidend groter dan het aantal ter hoogte van de verstevigde oevers (Figuur 11, $p = n.s.$). Deze conclusie is nog duidelijker voor het aantal individuen van gevoelige soorten (Figuur 12, $p < 0.05$).



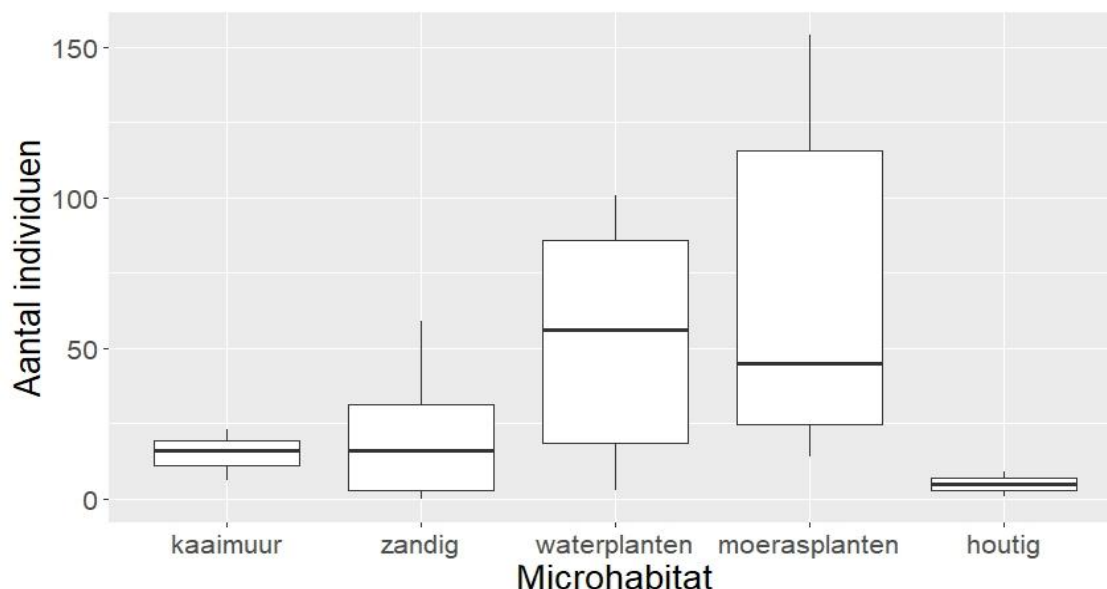
Figuur 11. Boxplots van de abundantie per mesohabitat voor de juveniele populatie voor de volledige staalnameperiode ($p=n.s.$)



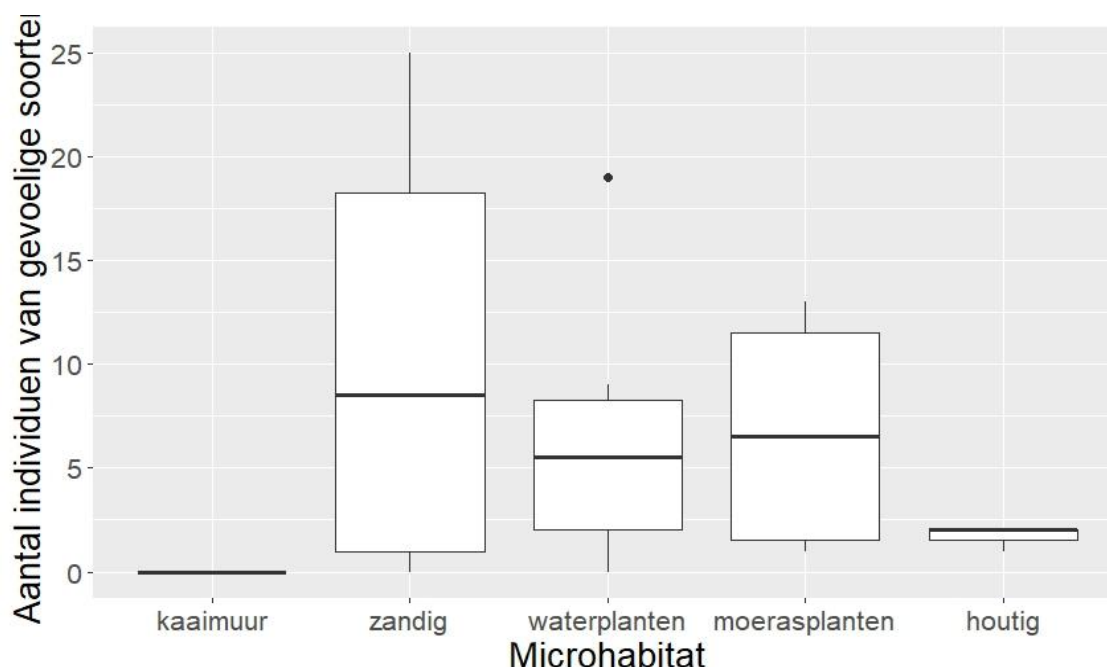
Figuur 12. Boxplots van de abundantie per mesohabitat voor de juveniele populatie van gevoelige soorten voor de volledige staalnameperiode ($p < 0.01$).

2.2.2.2 Abundantie in functie van de microhabitat

Voor de microhabitats waterplanten en moerasvegetaties is het aantal individuen groter dan voor de zandige habitats en de habitats die gebonden zijn aan verstevigde oevers op het pand 140 (Figuur 13). In deze microhabitats zijn de opportuniteiten voor schuilplaats dan ook groter. Een groter aantal individuen van gevoelige soorten blijkt daarentegen vooral gerelateerd tot natuurvriendelijke oevers (Figuur 14). In dit geval is de aanwezigheid van een luwe zone eveneens bepalend.



Figuur 13. Boxplots van de abundantie per microhabitat voor de juveniele populatie over de volledige staalnameperiode ($p=n.s.$).

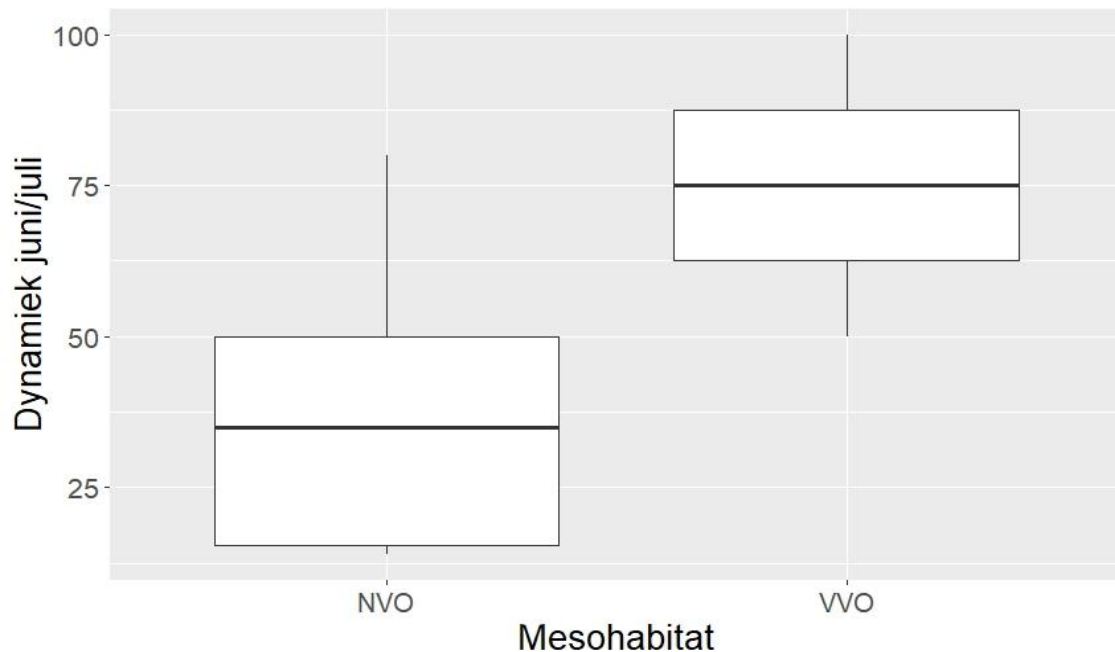


Figuur 14. Boxplots van de abundantie per microhabitat voor de juveniele populatie van gevoelige soorten over de volledige staalnameperiode ($p=n.s.$).

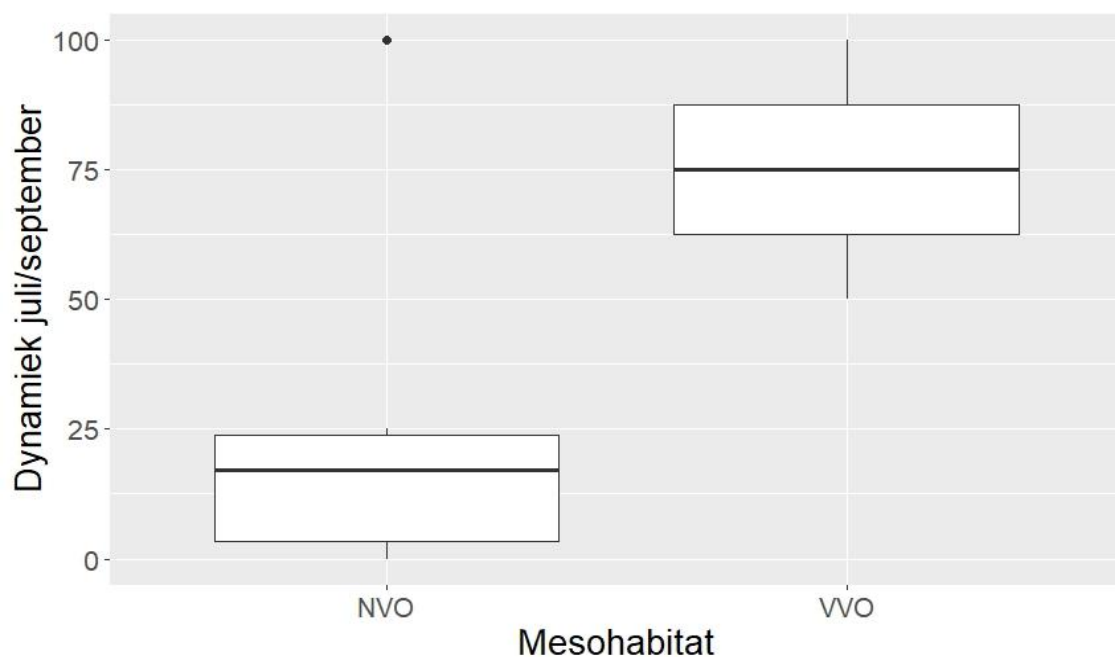
2.2.3 Dynamiek

2.2.3.1 Dynamiek per mesohabitattype

De dynamiek werd bepaald op basis van de juveniele populatie. Hoewel de resultaten slechts richtinggevend zijn, kan men stellen dat de dynamiek ter hoogte van de verstevigde oevers steeds hoog is, zowel tussen juni en juli als tussen juli en september. De natuurvriendelijke oevers vertonen daarentegen een beduidend lagere dynamiek (Figuur 15 en Figuur 16), wat op stabielere populaties duidt.



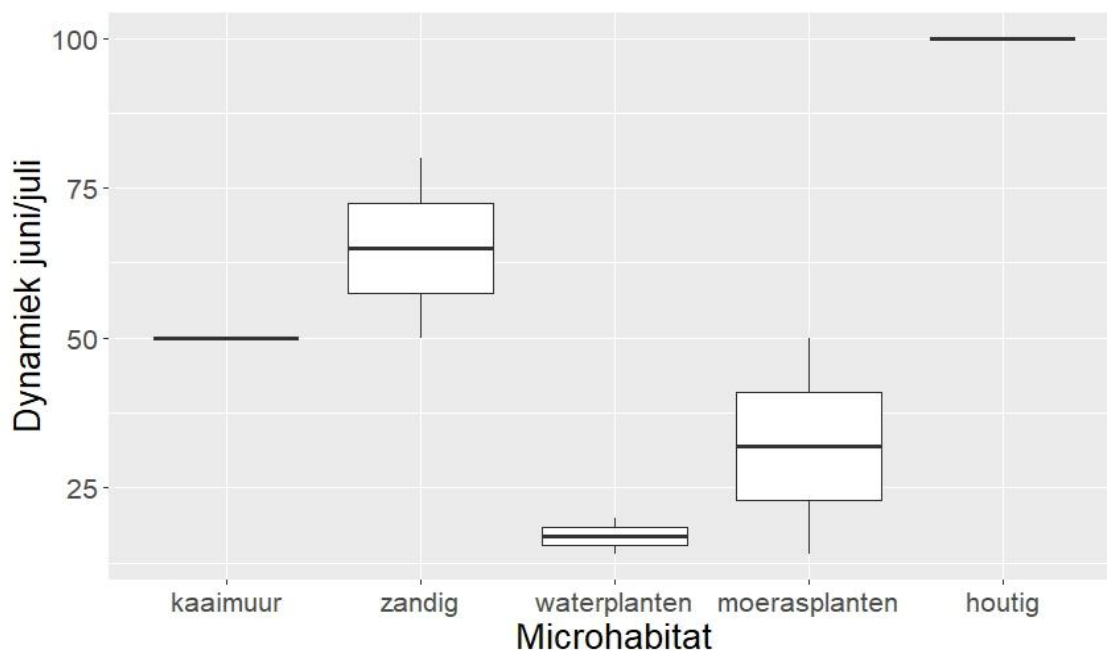
Figuur 15. Boxplots van dynamiek per mesohabitattype voor de periode juni-juli ($p=n.s.$).



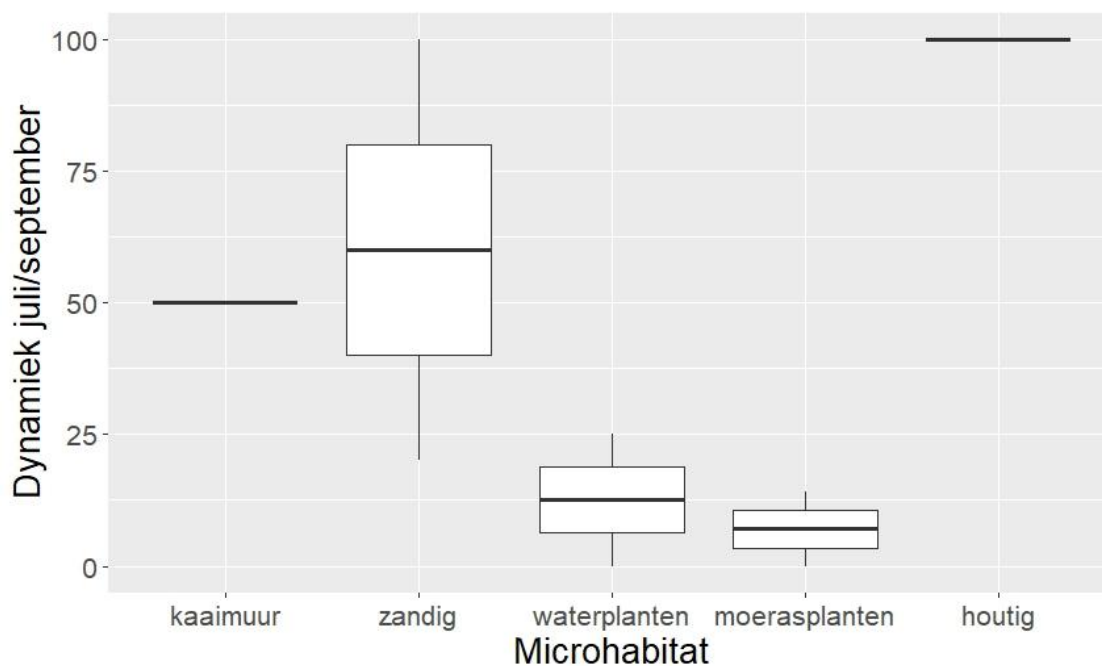
Figuur 16. Boxplots van dynamiek per mesohabitattype voor de periode juli-september (p=n.s.).

2.2.3.2 Dynamiek per microhabitattype

De microhabitats ‘waterplanten’ en ‘moerasplanten’ hebben de laagste dynamiek, houtige habitats de hoogste. De dynamiek van de microhabitats is consequent over de bemonsterde maanden (Figuur 17 en Figuur 18). Men kan dus concluderen dat de natuurvriendelijke oevers de grootste stabiliteit vertonen en in het bijzonder wanneer water- en/of moerasplanten aanwezig zijn.



Figuur 17. Dynamiek voor juveniele populaties tussen de maanden juni en juli.

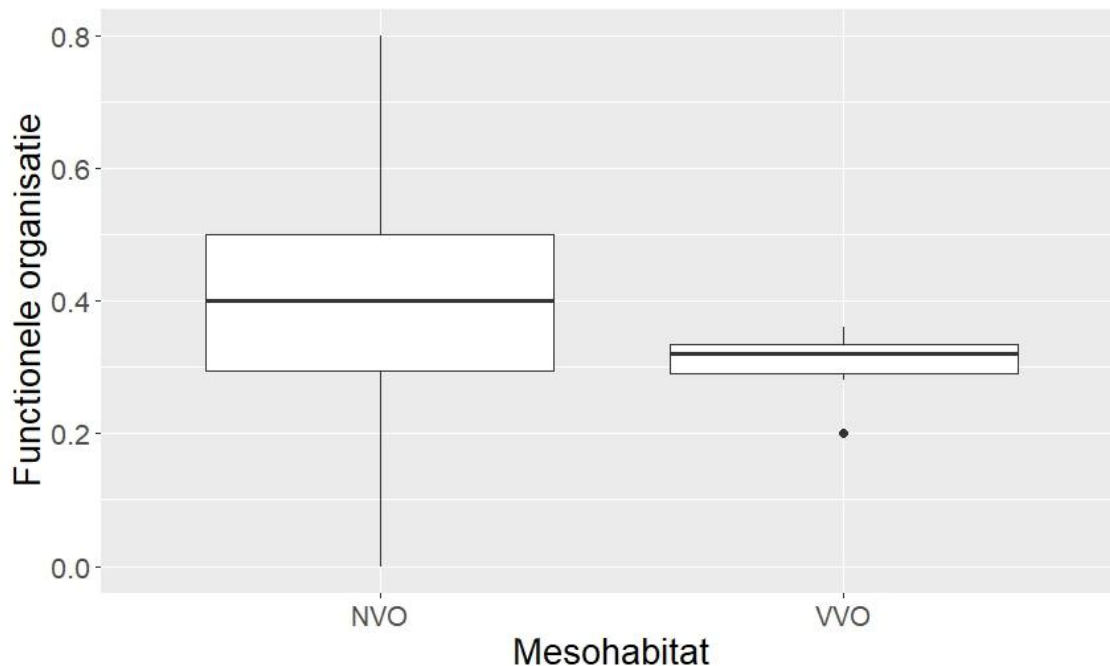


Figuur 18. Dynamiek voor juveniele populaties tussen de maanden juli en september.

2.2.4 Functionele organisatie

2.2.4.1 Functionele organisatie per mesohabitatype

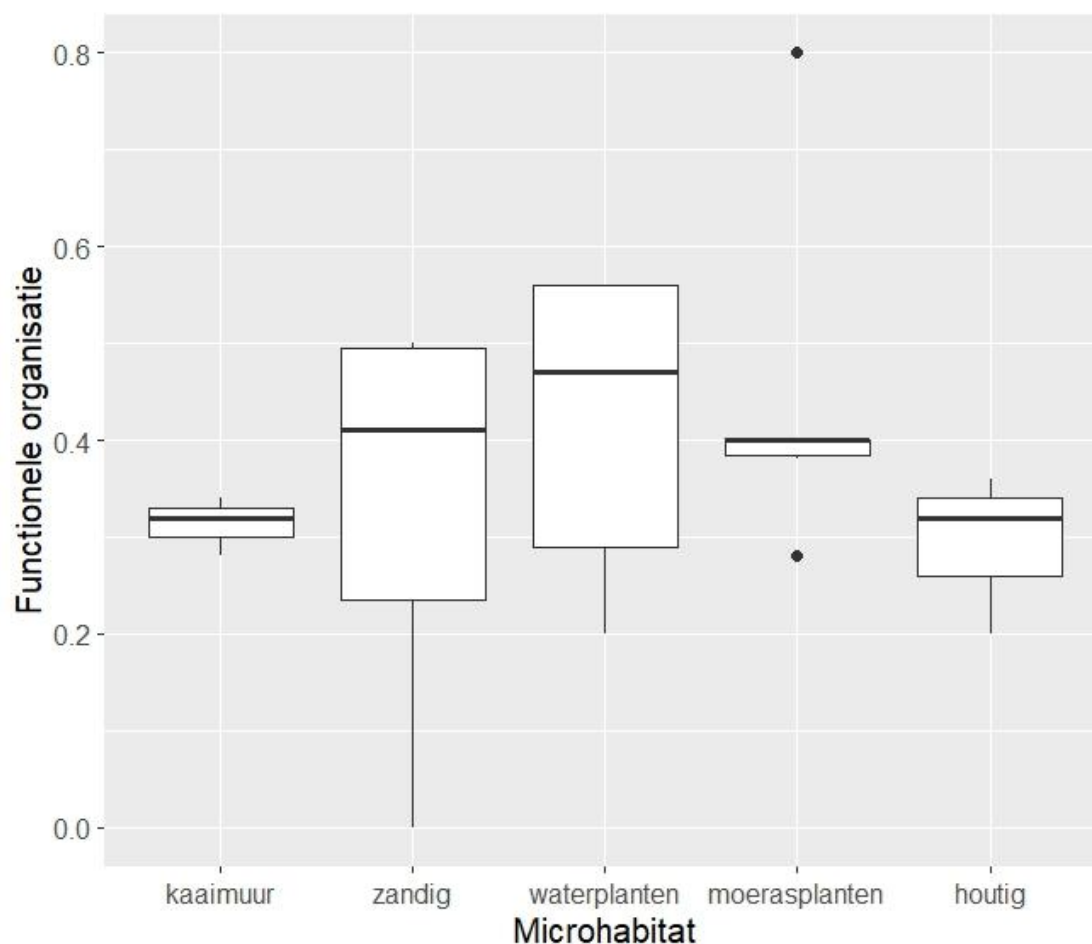
Een gebalanceerde gemeenschap vertaalt zich in een gemeenschap waarbij sommige soorten domineren en relatief veel andere soorten aanwezig zijn. Algemeen hebben de natuurvriendelijke oevers een hogere functionele organisatie dan de verstevigde oevers (Figuur 19).



Figuur 19. Boxplots van de functionele organisatie per mesohabitatype (p=n.s.).

2.2.4.2 Functionele organisatie per microhabitatype

De hogere functionele organisatie voor de microhabitat waterplanten, wordt bepaald door het feit dat ter hoogte van deze oevers een grote soortendiversiteit voorkomt en een evenwichtige juveniele blankvoorn/baarspopulatie aanwezig is (Figuur 20).

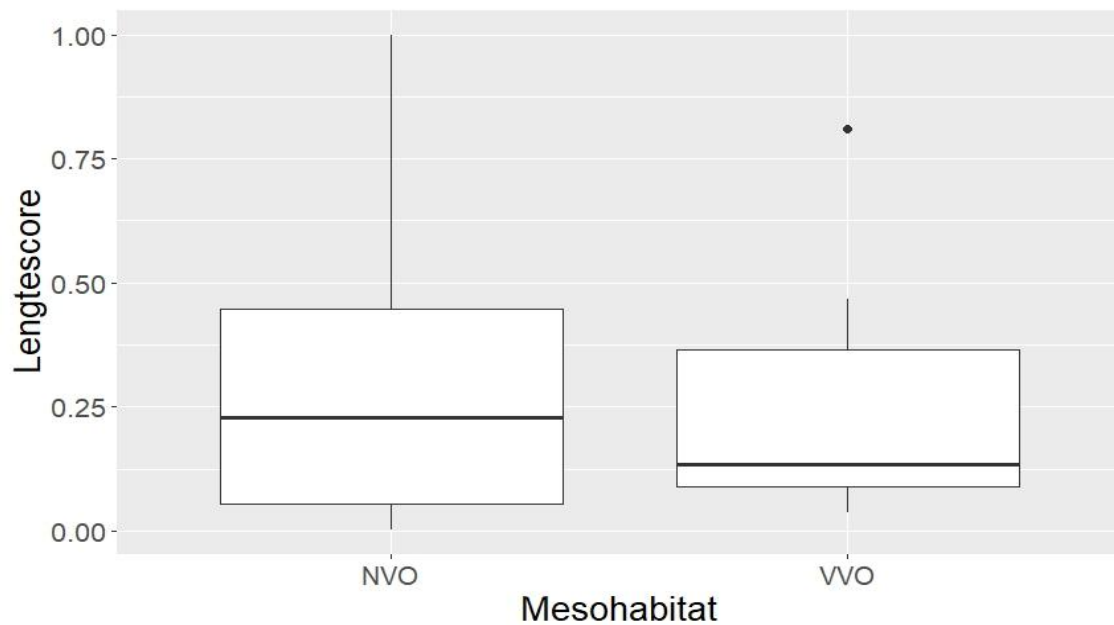


Figuur 20. Boxplots van de functionele organisatie per microhabitattype ($p=n.s.$).

2.2.5 Lengteverdeling

2.2.5.1 Lengteverdeling per mesohabitatype

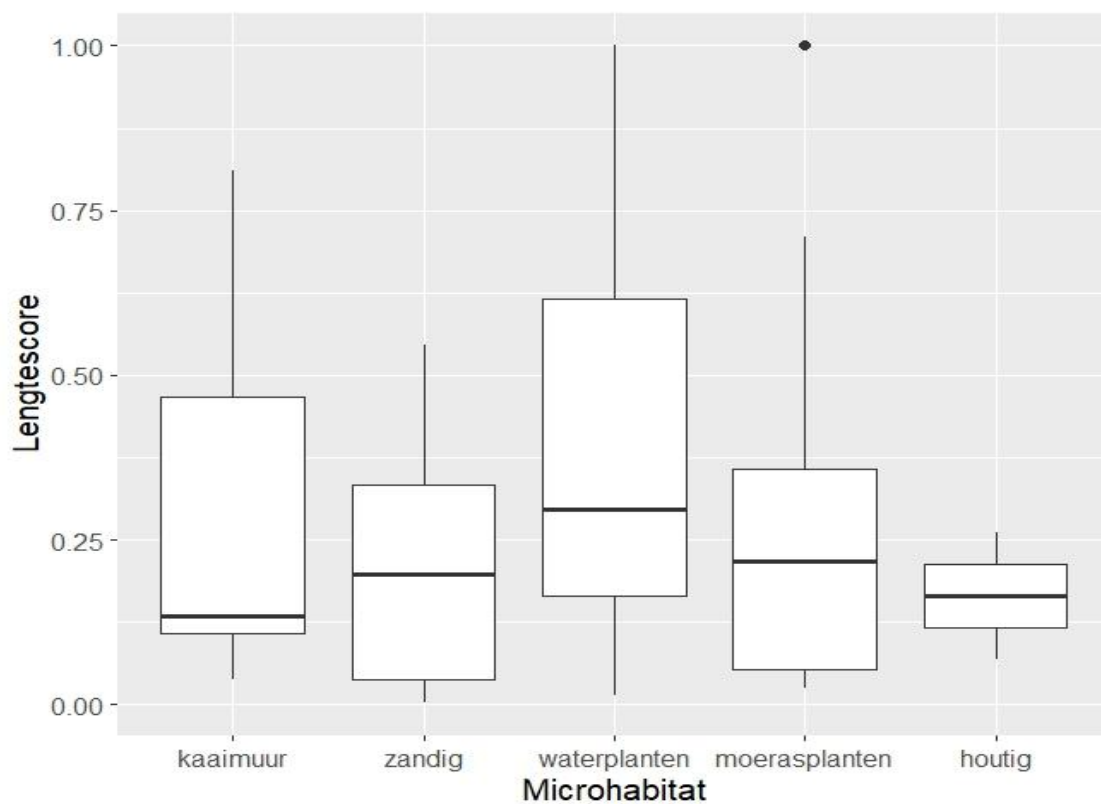
Op basis van de lengtescores kunnen de verschillende mesohabitats niet van elkaar onderscheiden worden. Slechts een klein aandeel van natuurvriendelijke oevers herbergt volledige juveniele populaties en ter hoogte van de verstevigde oevers komt geen enkele volledige juveniele populatie voor. Over het algemeen zijn de lengtescores laag wat duidt op ontbrekende lengteklassen en/of een beperkt lengtebereik. In het bijzonder geldt dit voor de verstevigde oevers (Figuur 21, $p=n.s.$).



Figuur 21. Boxplots van lengtescore per mesohabitattype ($p=n.s.$).

2.2.5.2 Lengteverdeling per mesohabitattype

Ook de lengtescores voor de microhabitats zijn niet significant verschillend van elkaar. Bij de microhabitat waterplanten zijn de meeste juveniele populaties aanwezig met een volledig lengtebereik (Figuur 22).



Figuur 22. Boxplots van lengtescore per microhabitattype ($p=n.s.$).

Opgroeïende juvenielen van zwartbekgrondel komen in alle microhabitats voor. Als een van de weinige soorten zijn ze ook succesvol ter hoogte van de verticale betonwanden van de kaaimuren. Ondanks dat ze volgens de literatuurstudie preferenties vertonen voor breuksteenoevers (Spikmans *et al.*, 2010), komen ze in dit pand ter hoogte van de breuksteenoevers met houtige structuren als microhabitat relatief minder voor. Dit is mogelijks gerelateerd tot de aanwezigheid van predatoren zoals snoek, paling en baars.

Paling heeft geen habitatpreferenties op voorwaarde dat er ondiep, stil of traag stromend water met beschutting aanwezig is (Ravon, s.d.) (Tabel 3).

Soort	Microhabitatype				
	Waterplanten	Moerasplanten	Zandig	Houtig	kaaimuur
baars	53	27	2	2	16
bittervoorn		100			
blankvoorn	19	54	23		5
blauwbandgrondel	55	26	19		
driedoornige stekelbaars	22	64	3	1	10
giebel			100		
paling	38		13	50	
riviergrondel	2	29	69		
snoek	33			67	
tiendoornige stekelbaars	46	35	19		
vetje			100		
winde	100				
zwartbekgrondel	37	25	7	10	21

Tot slot worden een aantal aspecten van de verschillende waargenomen vispopulaties in het pand 140 van de Leie beschreven. Het gaat om eigenschappen van die populaties die een algemeen beeld vormen van de toestand van de visgemeenschap. Concreet gaat het om: het voorkomen van verschillende soorten langs de Leie, de Huetzonerings- en ecologische gildes op basis van de stroomsnelheid, de evolutie van de abundantie per soort en de populatiesamenstelling per soort.

Op basis van de Huetzonering (Huet, 1962) kunnen we besluiten dat het pand 140 ter hoogte van de heringerichte trajecten volledig tot de brasemzone behoort. Bijgevolg worden soorten verwacht zoals rietvoorn, karper, snoekbaars, paling, baars, snoek, blankvoorn en brasem.

In Tabel 4 wordt een overzicht gegeven van de waargenomen vissoorten in ecologische gilden (Crombaghs *et al.*, 2000):

- Limnofiel: soorten van stilstaand water waarvan één of meer levensstadia gebonden zijn aan waterplanten;
- Eurytoop: soorten waarvan alle levensstadia in vrijwel elk watertype kunnen aangetroffen worden;
- Rheofiel: soorten waarvan een of meerdere levensstadia gebonden zijn aan stromend water. Vaak wordt er een bijkomende onderverdeling gemaakt in partieel-, obligaat- en estuarien rheofiel.

Tabel 4. Indeling van de waargenomen soorten volgens de ecologische gilde (Crombaghs *et al.*, 2000).

Gilde	Vissoort
Partieel rheofiel	blauwbandgrondel
	riviergrondel
	winde
Estuarien rheofiel	paling (katadroom)
Eurytoop	baars
	blankvoorn
	brasem
	driedoornige stekelbaars
	paling
	tiendoornige stekelbaars
	zwartbekgrondel
Limnofiel	bittervoorn
	giebel
	rietvoorn
	snoek
	vetje
	zeelt

De aangetroffen vissoorten behoren grotendeels tot de eurytope of limnofiele gilde. Er werden eveneens drie partieel rheofielen aangetroffen: blauwbandgrondel, riviergrondel en winde.

2.2.7.2 Evolutie van de abundantie per soort

Figuur 23 toont het aantal individuen per soort tijdens de verschillende bemonsteringsmaanden. Verreweg het grootst aantal juvenielen behoort tot vier verschillende soorten, nl. baars, blankvoorn, driedoornige stekelbaars en zwartbekgrondel. Aangezien zwartbekgrondel ook de langste paaiperiode heeft, blijft het aantal bemonsterde individuen tijdens de bemonsteringsperiodes groot. Ook voor riviergrondel en tiendoornige stekelbaars werd een groot aantal juvenielen waargenomen, maar over een beperktere periode.

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

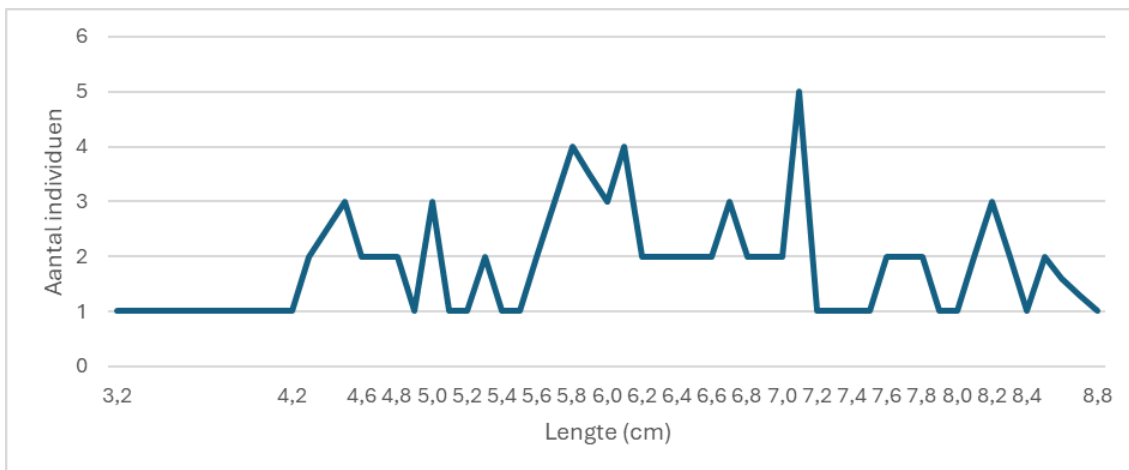
2.2.7.3 Populatiesamenstelling per soort

Analyse van de lengteverdeling per soort geeft informatie over de stabiliteit van de populatie van deze soort. Voor elke soort werd het bereik berekend als het verschil van de minimale en de maximale waargenomen lengte. Vervolgens werd het maximale verschil tussen twee waargenomen individuen berekend en werd dit verschil uitgedrukt als percentage van het bereik. De literatuur geeft aan dat de duurzaamheid van een populatie recht evenredig is met de aanwezigheid van alle mogelijke levens- en dus ook lengteklassen (Vandelannoote *et al.*, 1999). In deze studie werd een populatie als duurzaam beschouwd wanneer het maximale verschil tussen twee opeenvolgende individuen in lengteklasse kleiner was dan 25% van het bereik (Tabel 6).

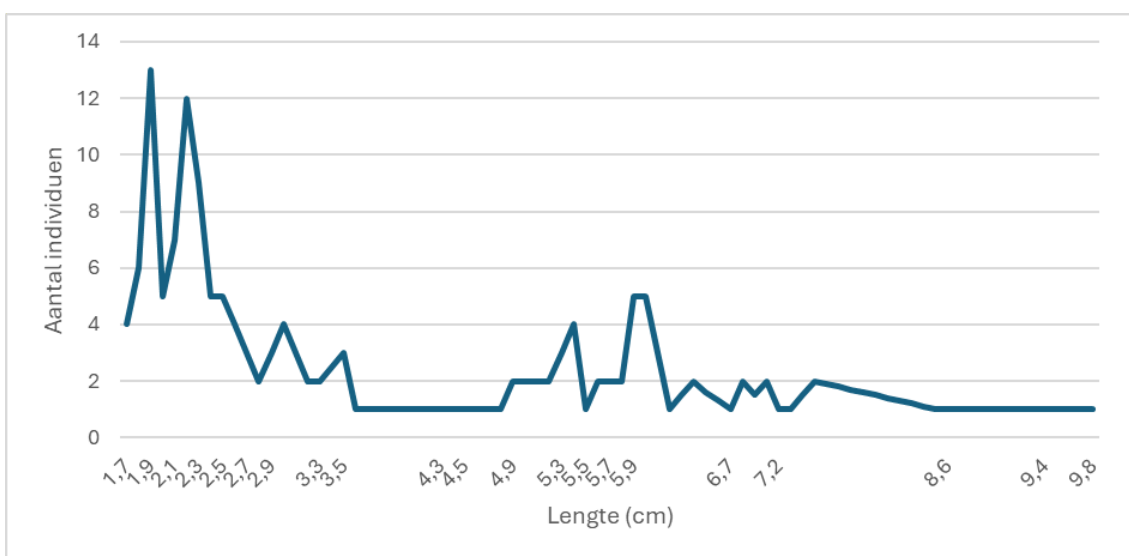
Tabel 6. Lengtebereik per soort en maximaal lengteverschil tussen 2 opeenvolgende individuen met verschillende lengte binnen een juveniele populatie gedurende de volledige bemonsteringsperiode in de Leie. De maximale verschillen kleiner dan 25% zijn vetgedrukt.

Naam	Bereik (mm)	Maximaal verschil (mm)	Maximaal verschil (%)
baars	56	9	16
bittervoorn	12	5	42
blankvoorn	81	10	12
blauwbandgrondel	33	4	12
brasem	2	2	100
driedoornige stekelbaars	31	4	13
giebel	n.v.t.	n.v.t	n.v.t.
paling	163	78	48
rietvoorn	n.v.t.	n.v.t	n.v.t.
riviergrondel	48	6	12
snoek	30	30	100
tiendoornige stekelbaars	17	2	12
vetje	3	3	100
winde	8	8	100
zeelt	n.v.t.	n.v.t	n.v.t.
zwartbekgrondel	37	2	5

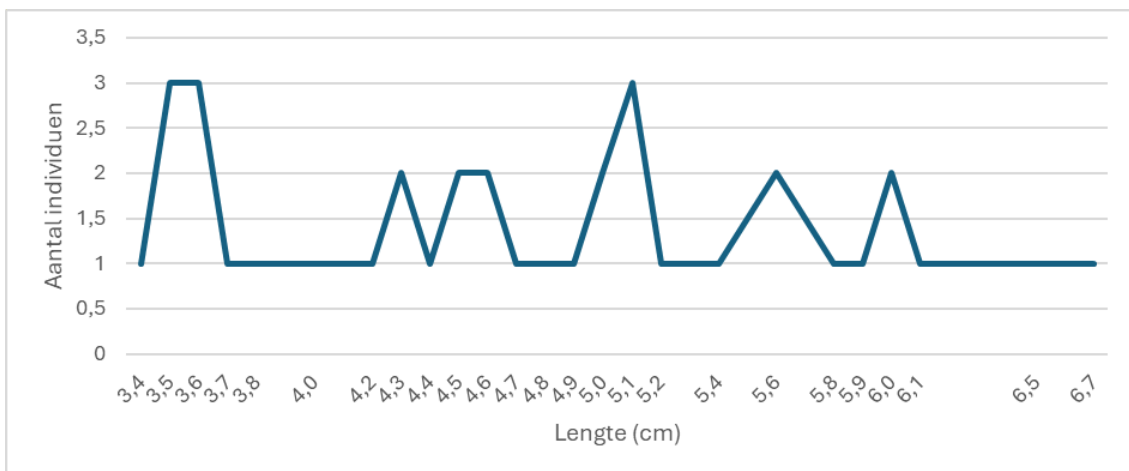
Van alle waargenomen juvenielen, bleken baars (Figuur 24), blankvoorn (Figuur 25), blauwbandgrondel (Figuur 26), driedoornige stekelbaars (Figuur 27), riviergrondel (Figuur 28), tiendoornige stekelbaars (Figuur 29) en zwartbekgrondel (Figuur 30) duurzame populaties te bezitten.



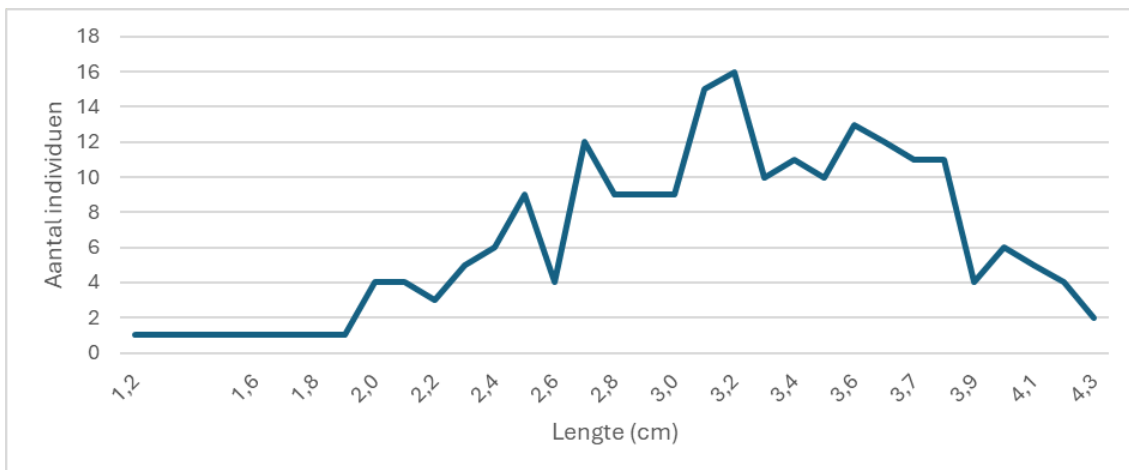
Figuur 24. Lengteverdeling voor baars voor de volledige staalnameperiode.



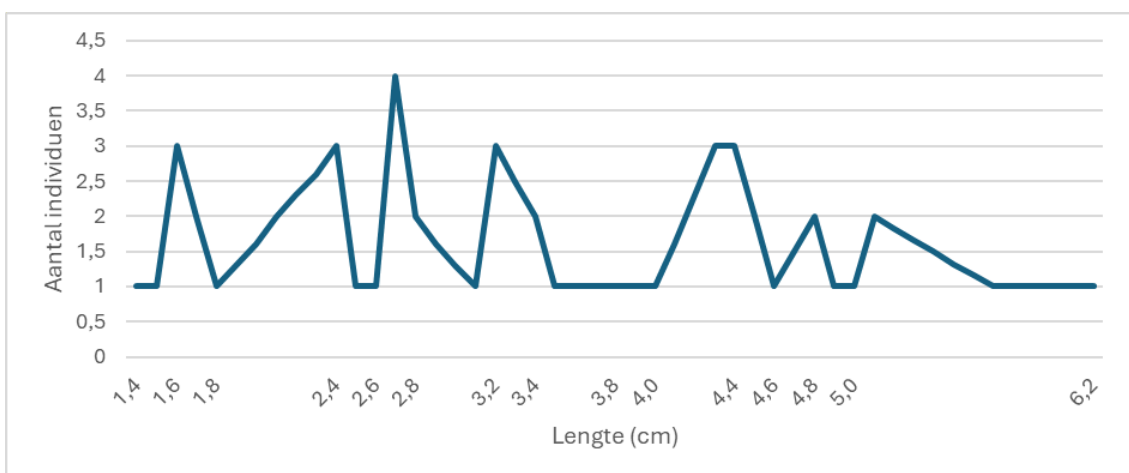
Figuur 25. Lengteverdeling voor blankvoorn voor de volledige staalnameperiode.



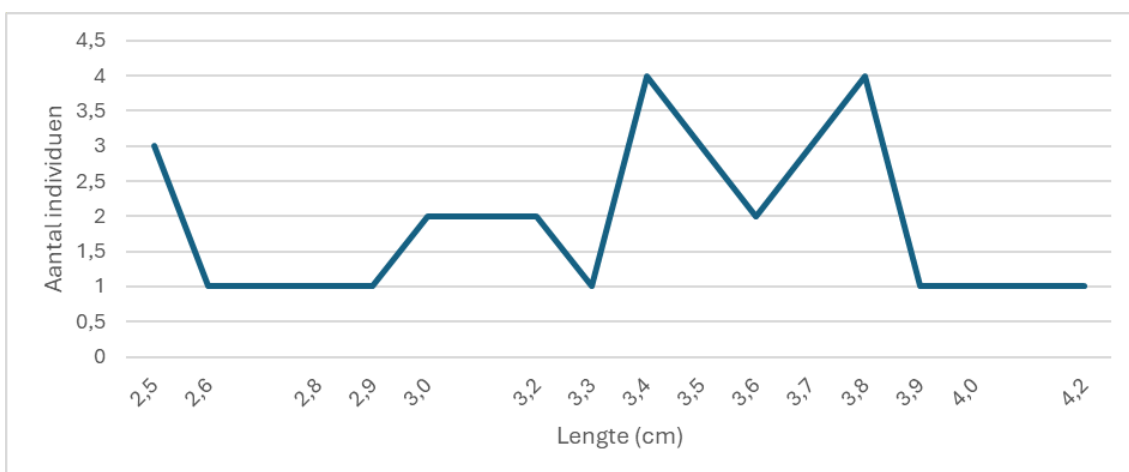
Figuur 26. Lengteverdeling voor blauwbandgrondel voor de volledige staalnameperiode.



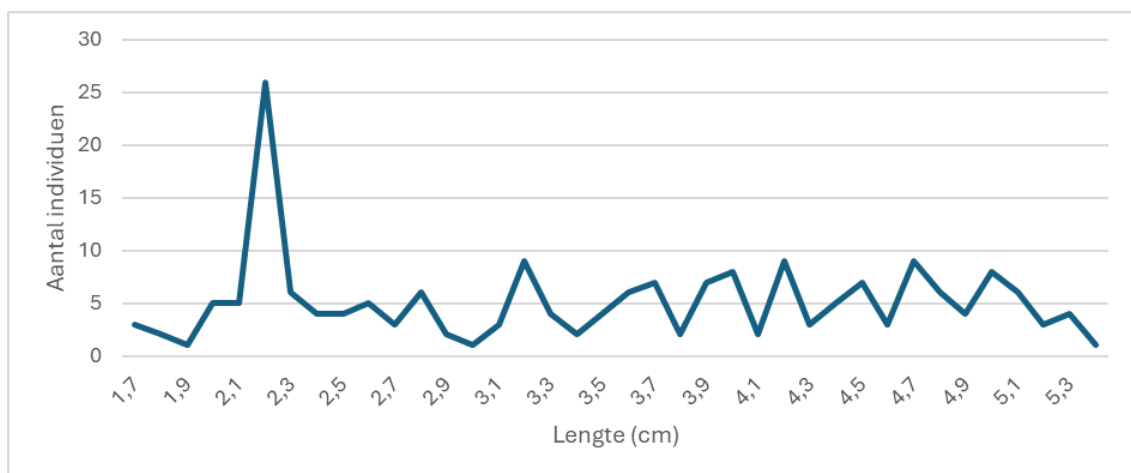
Figuur 27. Lengteverdeling voor driedoornige stekelbaars voor de volledige staalnameperiode.



Figuur 28. Lengteverdeling voor riviergrondel voor de volledige staalnameperiode.



Figuur 29. Lengteverdeling voor tiendoornige stekelbaars voor de volledige staalnameperiode.



Figuur 30. Lengteverdeling voor zwartbekgrondel voor de volledige staalnameperiode.

2.2.8 Statistische verwerking van de data

De verwerking van de data gebeurde in R (R Core Team, 2025). Grafieken zijn gemaakt door gebruik te maken van het R-pakket 'ggplot2' (Wickham *et al.*, 2025).

De multivariate analyse werd uitgevoerd aan de hand van de PC-ORD software (McCune & Mefford 2016).

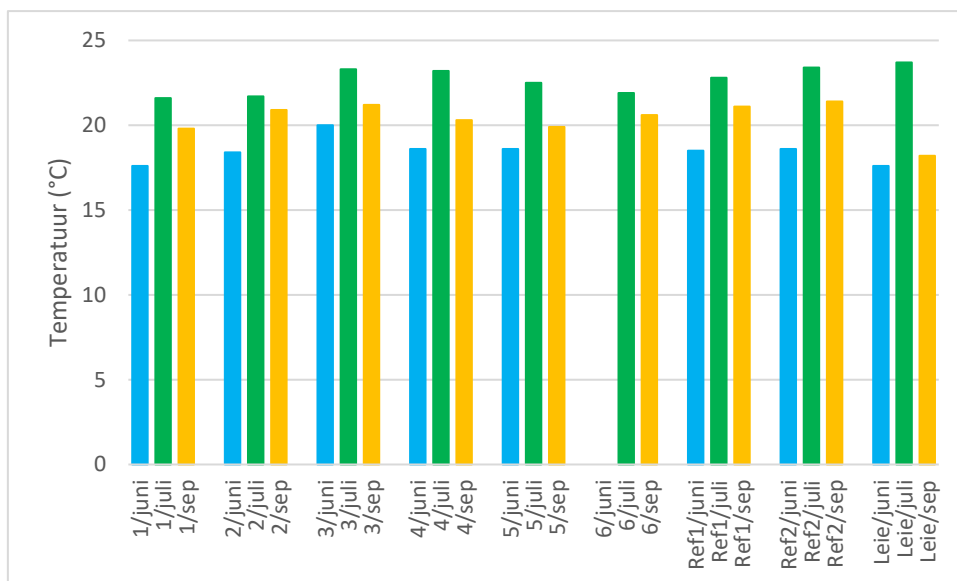
2.2.8.1 Resultaten abiotiek

De metingen tonen aan dat er weinig onderscheid is tussen de verschillende trajecten enerzijds en tussen de plasbermen en de metingen in de rivier anderzijds (Tabel 7).

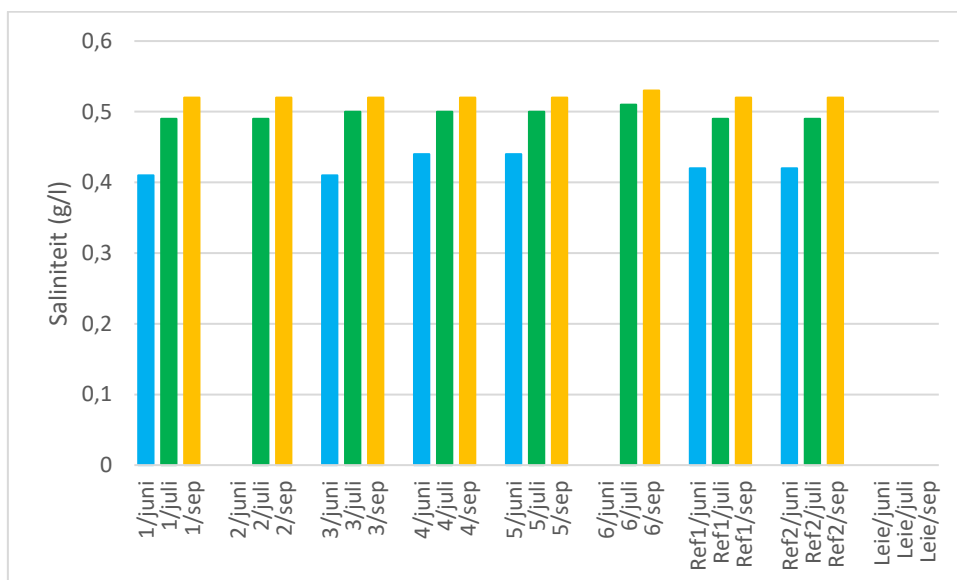
Tabel 7. Abiotische metingen gedurende de bemonsteringsperiode. De data voor de Leie zijn afkomstig van de VMM-databank (<https://vmm.vlaanderen.be/feiten-cijfers/water/kwaliteit-waterlopen/databank-waterkwaliteit>), meetpunt 573300, nabij de spoorwegbrug.

Datum	Traject	Conductiviteit (mS/l)	pH	Saliniteit (g/l)	Temperatuur (°C)	Turbiditeit (NTU)	O ₂ (mg/l)
20/06/2024	1	716	7,7	0,41	17,6	16,1	7,33
25/07/2024	1	934	7,86	0,49	21,6	53,6	6,01
5/09/2024	1	946	7,87	0,52	19,8	21,2	7,52
20/06/2024	2	731	7,72		18,4	18,2	6,94
25/07/2024	2	935	7,99	0,49	21,7	29,4	7,67
5/09/2024	2	957	7,93	0,52	20,9	31,8	7,73
20/06/2024	3	764	7,86	0,41	20	16,4	10,38
25/07/2024	3	974	8,19	0,5	23,3	24,4	8,85
5/09/2024	3	974	7,88	0,52	21,2	25,3	7,17
21/06/2024	4	782	7,73	0,44	18,6	23,3	6,78
26/07/2024	4	987	8,04	0,5	23,2	26,1	7,51
6/09/2024	4	955	7,9	0,52	20,3	29,5	5,36
21/06/2024	5	776	7,55	0,44	18,6	37,4	7,4
26/07/2024	5	968	8,03	0,5	22,5	55,3	7,69
6/09/2024	5	952	7,96	0,52	19,9	58,9	5,93
21/06/2024	6						
26/07/2024	6	966	7,91	0,51	21,9	46,9	5,81
6/09/2024	6	968	7,68	0,53	20,6	21,6	5,25
20/06/2024	Ref1	744	7,66	0,42	18,5	30,9	7,03
25/07/2024	Ref1	952	8,09	0,49	22,8	28,3	8,1
5/09/2024	Ref1	969	7,98	0,52	21,1	18	7,47
20/06/2024	Ref2	744	7,82	0,42	18,6	21,7	6,95
25/07/2024	Ref2	966	8,17	0,49	23,4	21,3	7,14
5/09/2024	Ref2	976	7,87	0,52	21,4	33,7	6,5
6/06/2024	Leie	832	7,7		17,6	36	7,06
1/08/2024	Leie	956	7,68		23,7	66	5,14
23/09/2024	Leie	902	7,88		18,2	37	7,77

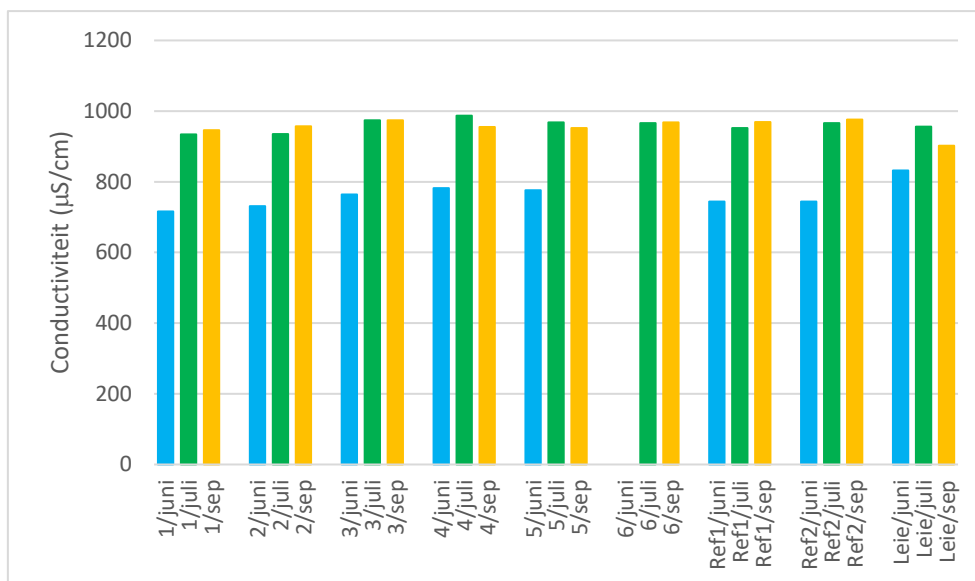
Globaal is er bij vergelijking van de plasbermen en de rivier weinig verschil tussen de waarden van een aantal abiotische variabelen. Zo is de temperatuur op alle meetpunten het hoogst in juli (Figuur 31), is er een stijgende saliniteit over de maanden waarin bemonsterd werd (Figuur 32), is de conductiviteit in juni lager dan in de andere maanden (Figuur 33).



Figuur 31. Gemeten waarden voor temperatuur.

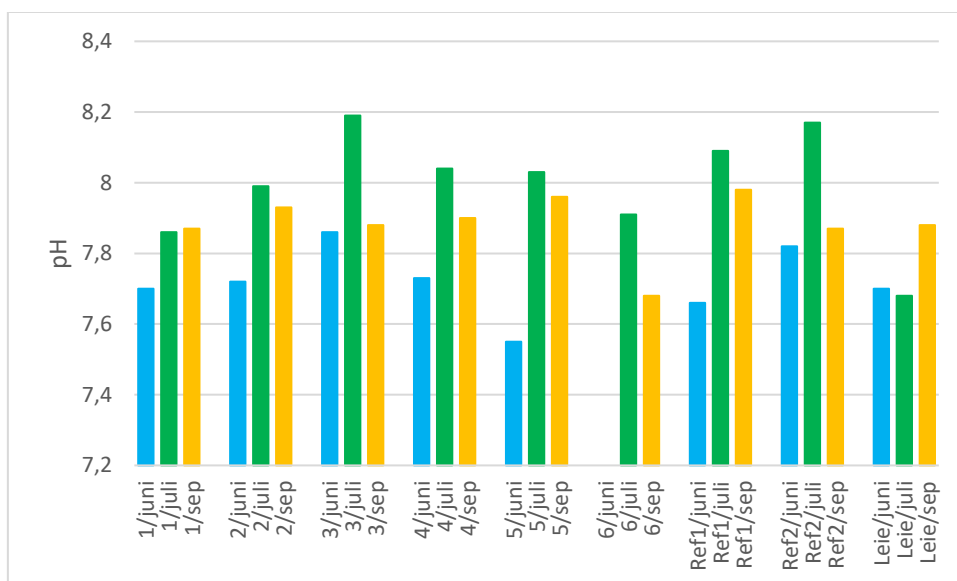


Figuur 32. Gemeten waarden voor saliniteit.

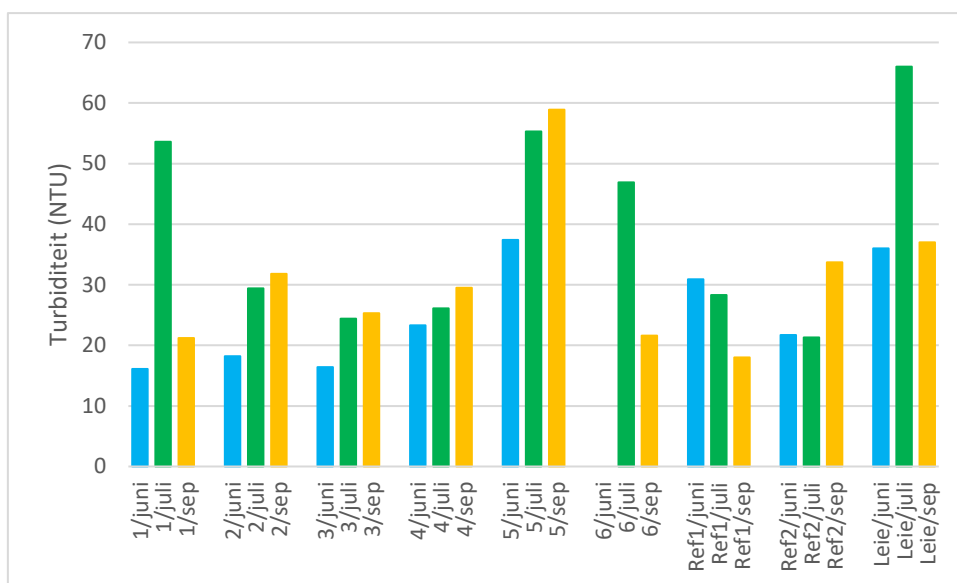


Figuur 33. Gemeten waarden voor conductiviteit.

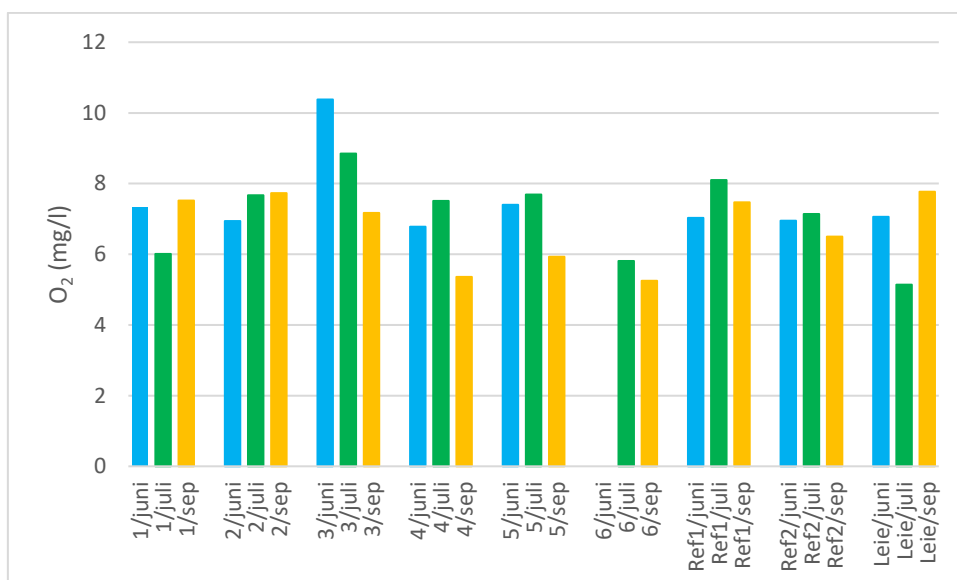
De pH-waarden variëren tussen 7,55 en 8,19, maar zijn het hoogst in de maand juli voor de trajecten 2, 3, 4, 5 en de referentietrajecten (Figuur 34). De turbiditeit bereikt de hoogste waarden, in het bijzonder in juli, voor de trajecten 1, 5, 6 en voor de Leie (Figuur 35). De zuurstofconcentraties zijn het hoogst voor traject 3, in het bijzonder voor de maanden juni, juli en het laagst voor traject 6 (Figuur 36).



Figuur 34. Gemeten waarden voor pH.



Figuur 35. Gemeten waarden voor turbiditeit.



Figuur 36. Gemeten waarden voor zuurstofconcentraties.

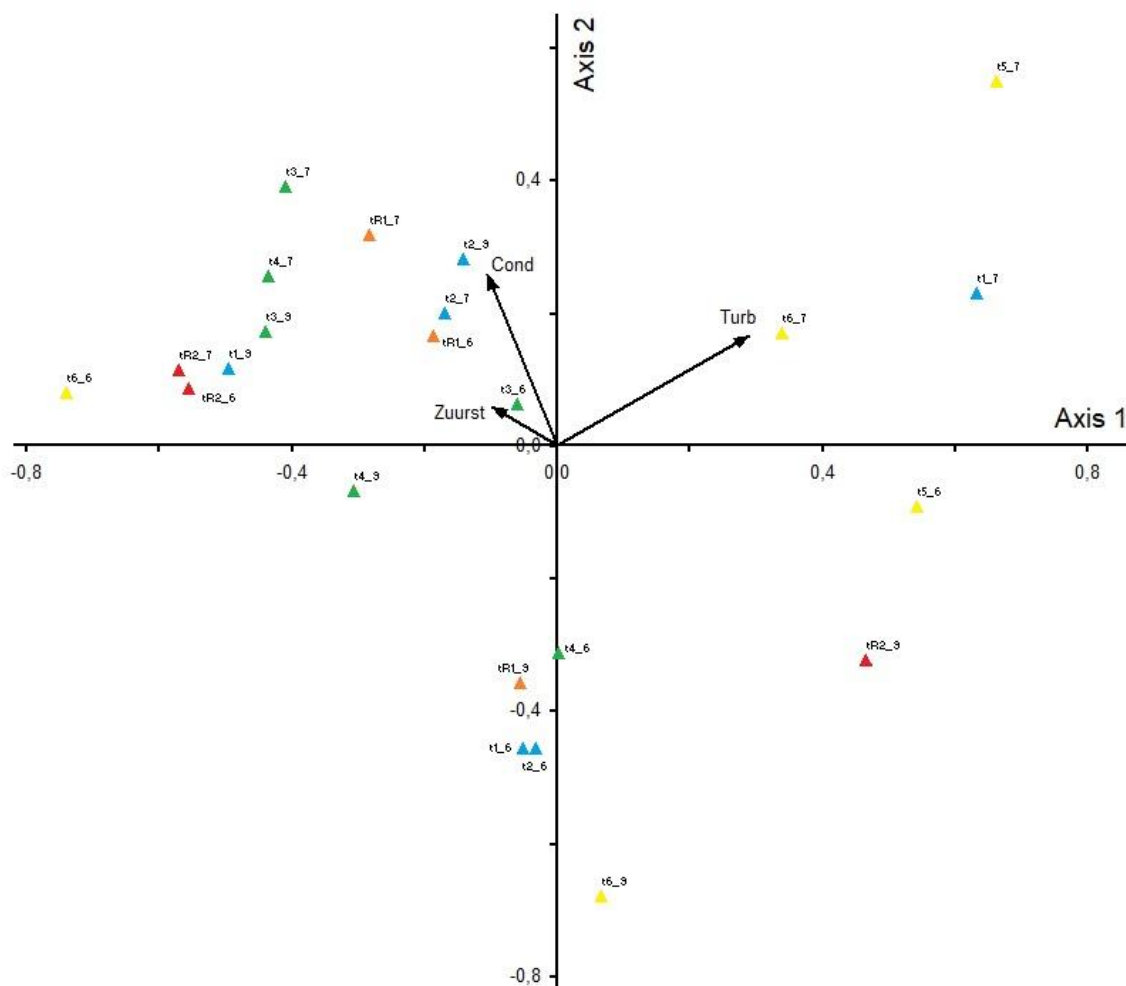
2.2.8.2 Analyse van de abiotische data volgens een multivariate analyse

Om de variabelen te bepalen die kenmerkend zijn voor de abiotiek van de trajecten, werd een PCA uitgevoerd. De hoofdcomponenten bepalen samen 93,9% van de variantie (as 1: 50,4%; as 2: 33%; as 3: 10,5%). De variabelen die het meest gecorreleerd zijn met deze hoofdcomponenten zijn conductiviteit, zuurstofconcentratie en turbiditeit.

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

2.2.8.3 Analyse van de soortgegevens volgens een multivariate analyse

Aan de hand van de 3 hoofdvariabelen werd een relatie met de verspreiding van de soorten in de verschillende trajecten bepaald worden aan de hand van een CCA (Figuur 37).



Figuur 37. CCA voor de trajecten die in 2024 bemonsterd werden (blauw: plasbermen met waterplanten; groen: plasbermen met moerasvegetaties; geel: plasbermen met zandplaten; oranje: breukstenen met houtige habitats; rood: kaaimuren); (eigen values as 1: 0.15, as 2: 0.086, as 3: 0.05).

Een duidelijke relatie tussen trajecten, habitats en omgevingsvariabelen kon niet vastgesteld worden door de seizoenale verschillen binnen de trajecten zelf die de verschillen tussen de trajecten onderling overschrijden. Dit wordt eveneens vertaald door het laag percentage van 19% van de verklaarde variantie door de abiotische variabelen samen. Wel kan algemeen gesteld worden dat de microhabitat 'zandplaten' onderhevig kan zijn aan een hoge turbiditeit. De microhabitat 'waterplanten' en 'moerasvegetaties' worden eerder gekenmerkt door hogere zuurstofconcentraties.

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



www.vlaanderen.be/inbo

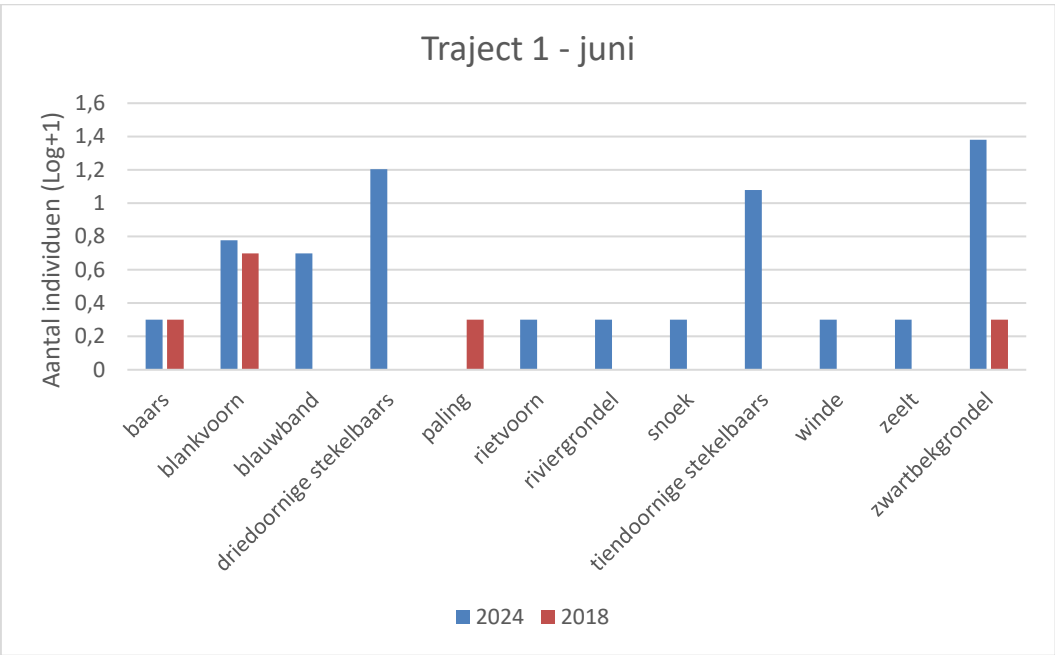
2.2.9 Vergelijking vóór en na aanleg

Vier van de plasbermen werden ook in 2018 bemonsterd. Betonnen oevers, schanskorven en breuksteenoevers werden omgevormd naar plasbermen (Tabel 8).

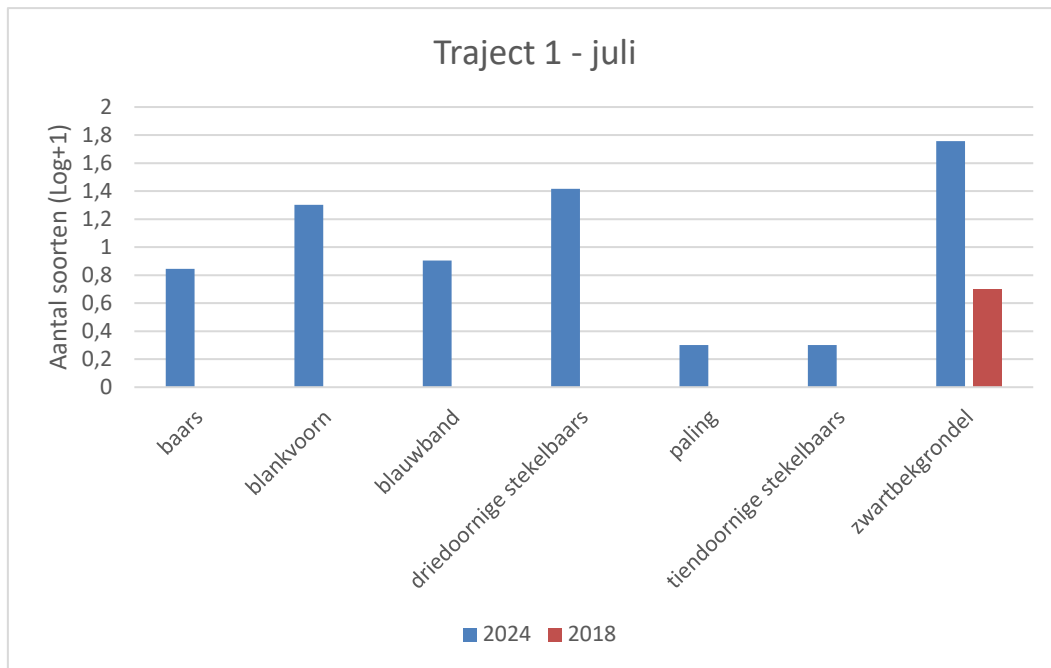
Tabel 8. Overzicht van de meso- en microhabitats, vóór en na herinrichting

Locatie	Macrohabitat 2018	Microhabitat 2018	Macrohabitat 2024	Microhabitat 2024
Traject 1	beton	/	plasberm	waterplanten
Traject 3	schanskorven	houtig	plasberm	moerasvegetaties
Traject 4	beton	houtig	plasberm	moerasvegetaties
Traject 6	breuksteen	houtig	plasberm	zandplaten

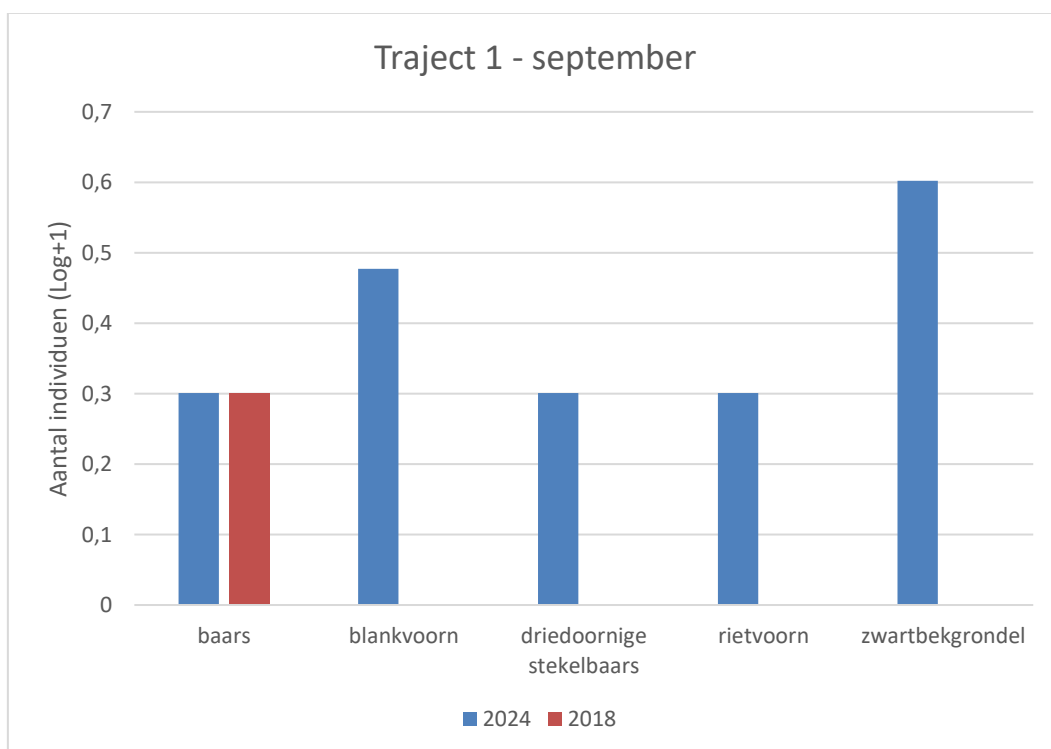
Voor traject 1, 3 en 4 leidt de omvorming van betonoevers en schanskorven naar plasbermen tot een toename van het aantal soorten (Figuur 39 t.e.m. Figuur 47). Voor traject 6 daarentegen is het aantal soorten na herinrichting kleiner (Figuur 48, Figuur 49 en Figuur 50). De reden is mogelijk het kleiner aantal habitats na herinrichting. Kale zandplaten bieden momenteel minder schuilmogelijkheden dan de combinatie van breuksteen met houtige habitats.



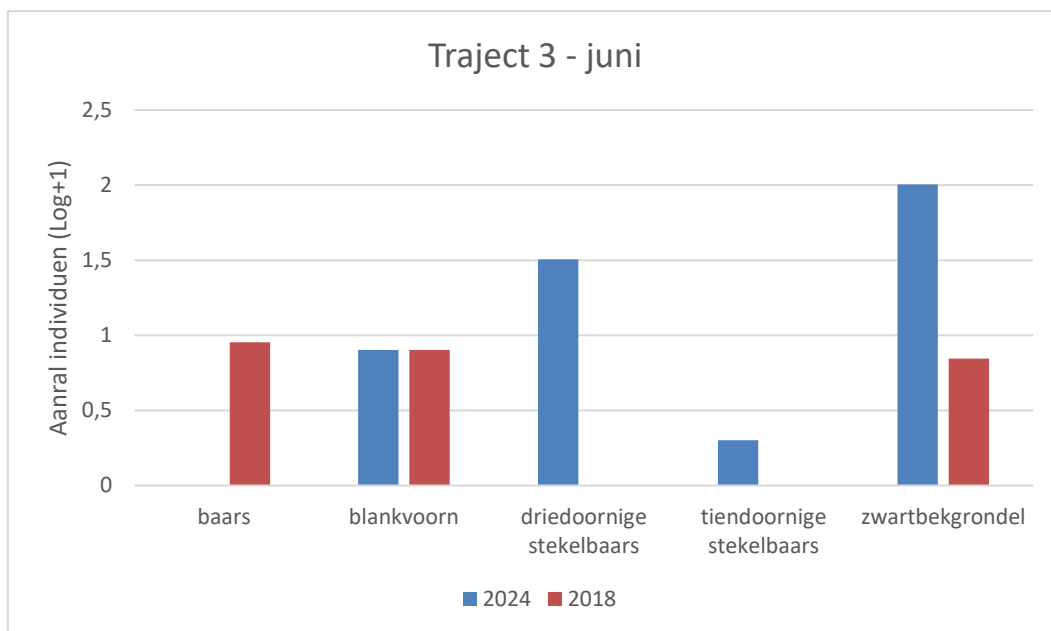
Figuur 39. Verschil in soortensamenstelling tussen 2018 en 2024 voor traject 1 tijdens de maand juni.



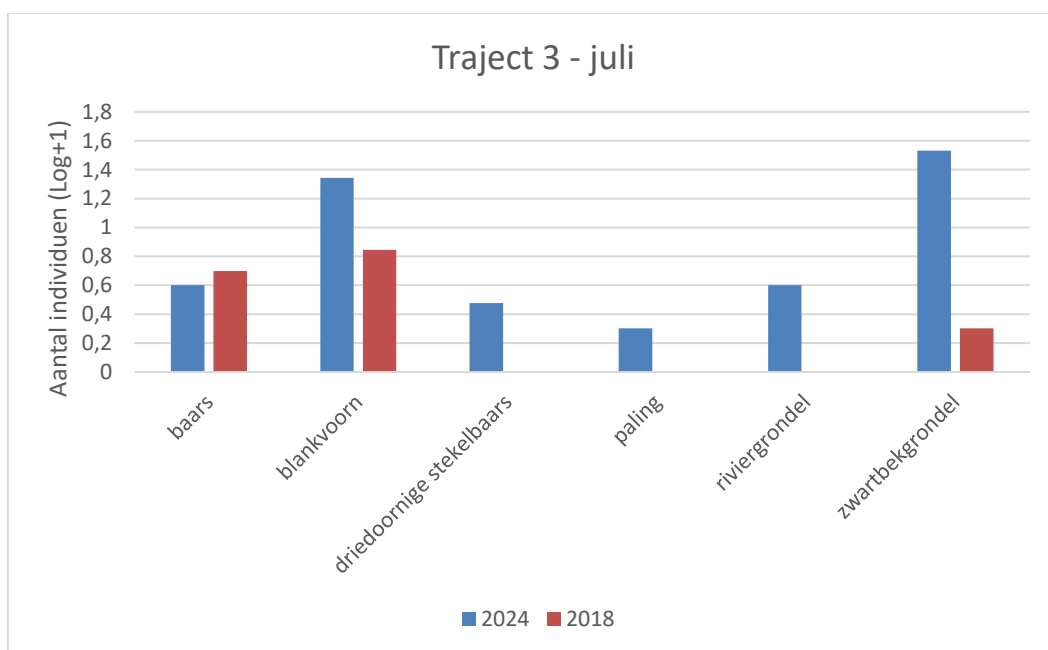
Figuur 40. Verschil in soortensamenstelling tussen 2018 en 2024 voor traject 1 tijdens de maand juli.



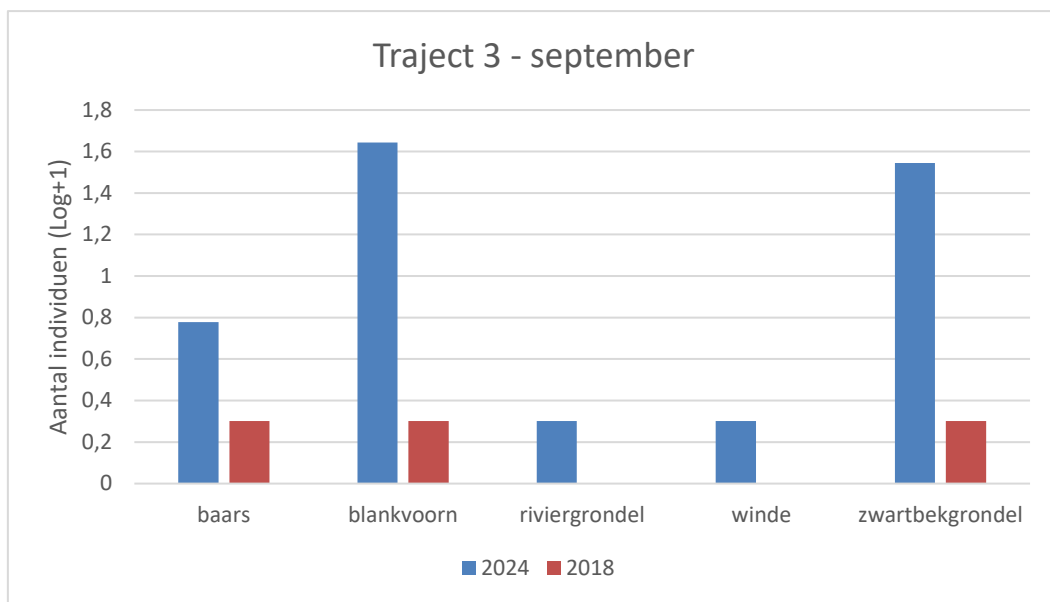
Figuur 41. Verschil in soortensamenstelling tussen 2018 en 2024 voor traject 1 tijdens de maand september.



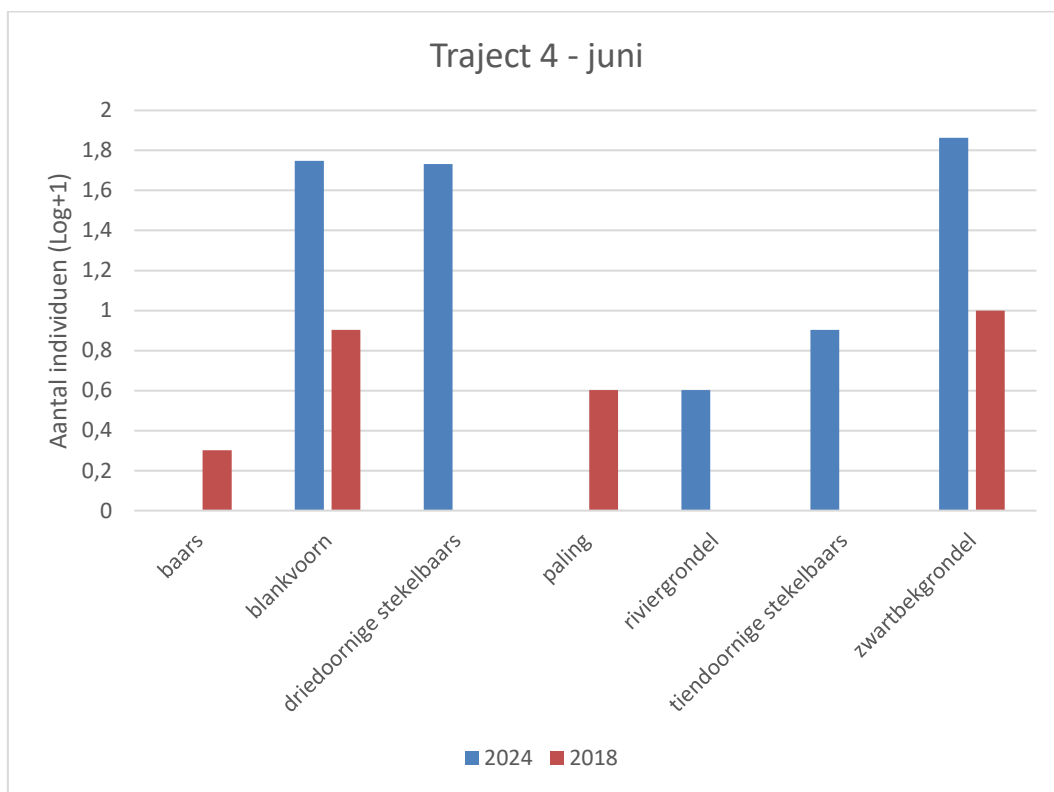
Figuur 42. Verschil in soortensamenstelling tussen 2018 en 2024 voor traject 3 tijdens de maand juni.



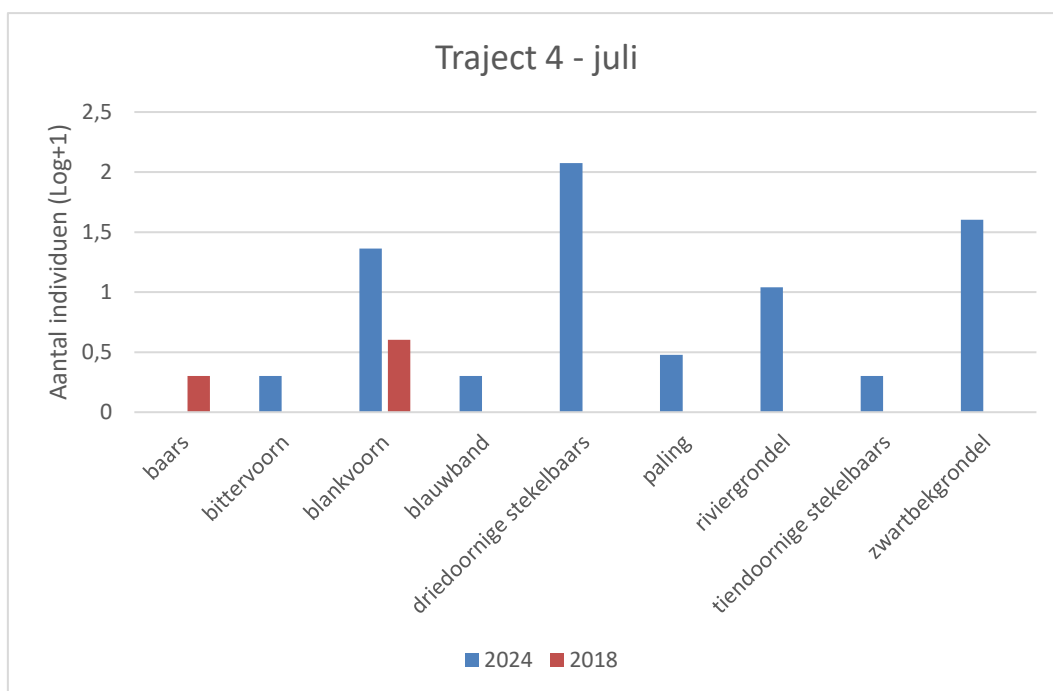
Figuur 43. Verschil in soortensamenstelling tussen 2018 en 2024 voor traject 3 tijdens de maand juli



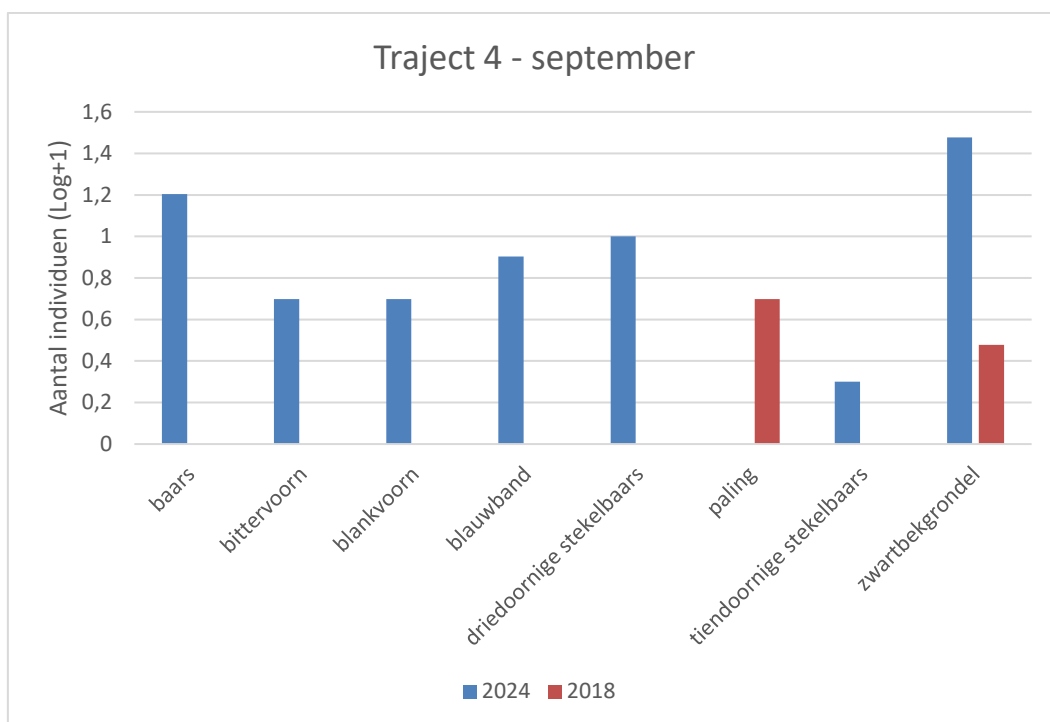
Figuur 44. Verschil in soortensamenstelling tussen 2018 en 2024 voor traject 3 tijdens de maand september



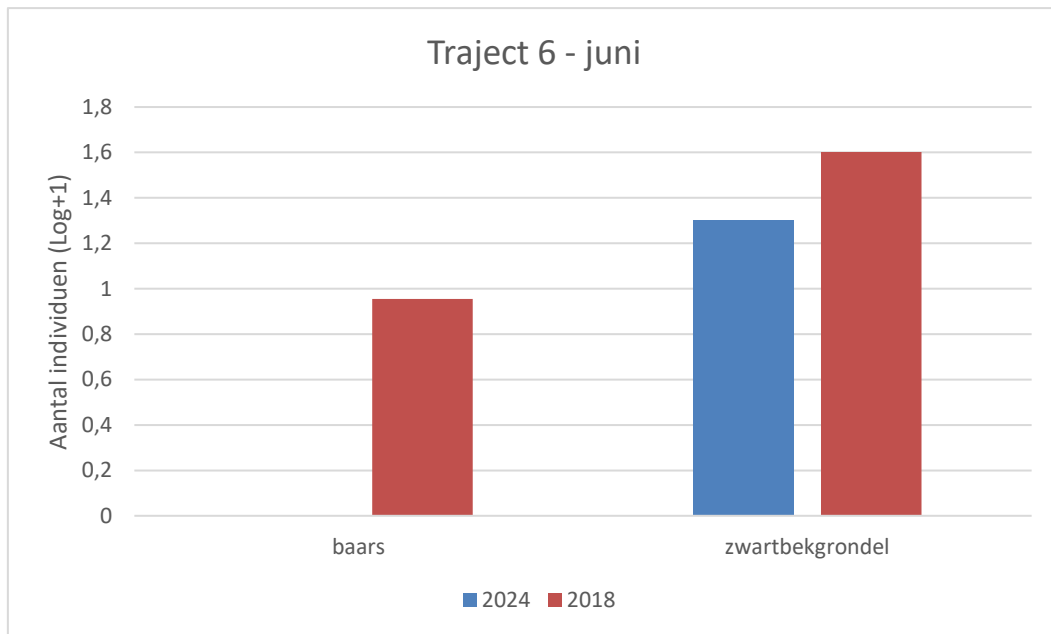
Figuur 45. Verschil in soortensamenstelling tussen 2018 en 2024 voor traject 4 tijdens de maand juni.



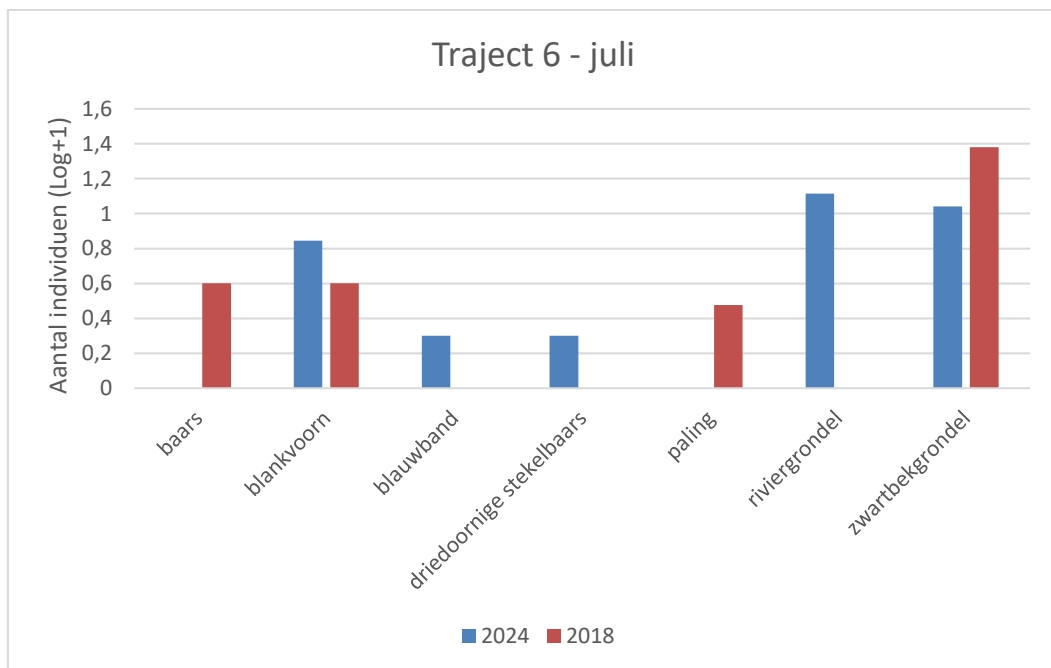
Figuur 46. Verschil in soortensamenstelling tussen 2018 en 2024 voor traject 4 tijdens de maand juli.



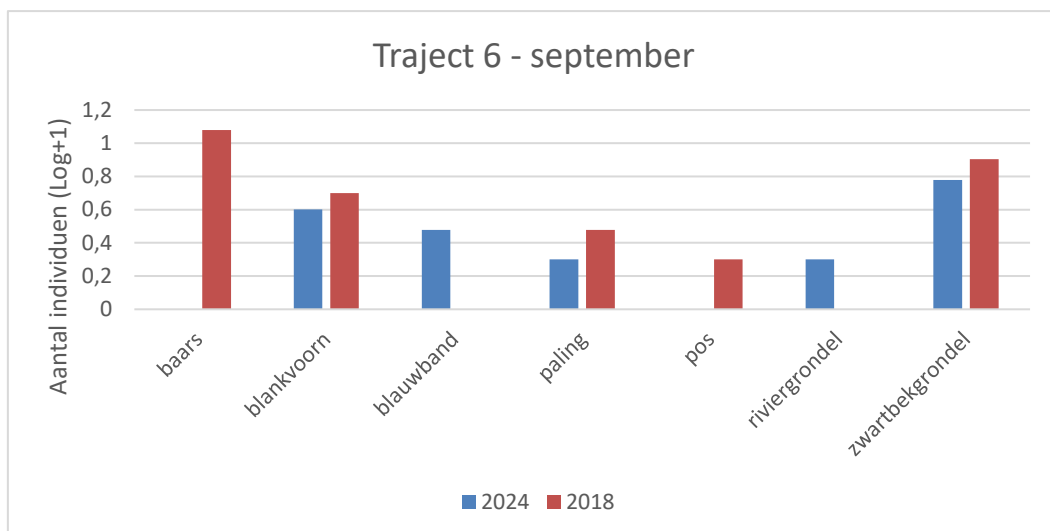
Figuur 47. Verschil in soortensamenstelling tussen 2018 en 2024 voor traject 3 tijdens de maand september.



Figuur 48. Verschil in soortensamenstelling tussen 2018 en 2024 voor traject 6 tijdens de maand juni.



Figuur 49. Verschil in soortensamenstelling tussen 2018 en 2024 voor traject 6 tijdens de maand juli.



Figuur 50. Verschil in soortensamenstelling tussen 2018 en 2024 voor traject 6 tijdens de maand september.

Alle heringerichte oevers hebben wel een diversificatie van de gilden gemeen (Tabel 9). Daar waar in 2018 alle soorten behoorden tot de eurytope gilde, komen nu ook limnofielen en partieel rheofielen voor.

Tabel 9. Overzicht van de verdeling van gilden.

Locatie	Maand	Gilde	Aandeel (%)
1	juni	Eurytoop	86
		Limnofiel	9
		Partieel rheofiel	5
1	juli	Eurytoop	94
		Partieel rheofiel	6
1	september	Eurytoop	87
		Limnofiel	13
3	juni	Eurytoop	100
3	juli	Eurytoop	95
		Partieel rheofiel	5
3	september	Eurytoop	98
		Partieel rheofiel	2
4	juni	Eurytoop	98
		Partieel rheofiel	2
4	juli	Eurytoop	94
		Limnofiel	1
		Partieel rheofiel	5
4	september	Eurytoop	84
		Limnofiel	6
		Partieel rheofiel	10
6	juni	Eurytoop	100
6	juli	Eurytoop	57
		Partieel rheofiel	43
6	september	Eurytoop	75
		Partieel rheofiel	25

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

DISCUSSIE

Na de herinrichting van de oevers tussen Deinze en Sint-Baafs-Vijve werd voor de eerste keer een inventarisatie van de juveniele visbestanden uitgevoerd. Hierbij werden 6 plasbermen met hoge potenties bemonsterd en gelijktijdig twee verstevigde oevers: een kaaimuur en een oever verstevigd met stortstenen. De mesohabitats bleken na herinrichting doorslaggevend te zijn voor de ontwikkeling van vispopulaties. Ondanks de aanwezigheid van een potentieel belangrijk habitat, nl. houtige oevers, als microhabitat ter hoogte van verstevigde oevers, bleken de plasbermen met luwe zone betere resultaten op te leveren.

De meerderheid van de waargenomen vissen behoort voornamelijk tot de eurytope gilde, een gemeenschap van traagstromende wateren. Ook is er een significant aandeel van limnofiele soorten. Het bestudeerde pand 150 behoort tot de brasemzone in de Huetzonering. In totaal werden 16 soorten bemonsterd met leefbare populaties voor baars, blankvoorn, blauwbandgrondel, driedoornige stekelbaars, riviergrondel, tiendoornige stekelbaars en zwartbekgrondel.

Paai- en opgroehabitats

De klassiek verstevigde oevers met stortstenen of beton, die in het pand nog aanwezig zijn hebben een significant lagere abundantie van individuen en soorten in vergelijking tot de bemonsterde plasbermen. Zelfs de aanwezigheid van houtige vegetaties als microhabitat heeft geen meerwaarde. De kleinste juvenielen kwamen er niet in voor. Wel bleek deze microhabitat de favoriete opgroei habitat voor carnivore vissen: paling en snoek. Voor de gevoelige soorten werd aangetoond dat kaaimuren, met name verticaal verstevigde betonnen muren, een ongeschikte habitat vormen.

We hebben aangetoond dat een heterogene structuur en een grote variatie aan microhabitats de beste uitgangspositie vormen voor de ontwikkeling van populaties. De aanwezigheid van zandplaten bleek succesvol als paai- en opgroeihabitat voor de meeste bemonsterde soorten. Zandplaten vormden de eerste keuze als paaihabitat voor zeven soorten en de eerste keuze als opgroeihabitat voor vier soorten. Ook waterplanten vormen een favoriet paai- en opgroeihabitat voor talrijke soorten, waarbij sommigen exclusief in deze habitat paaien en opgroeien. Het is het geval voor bittervoorn (bijlage II-soort), zeelt en winde. Moerasvegetaties worden door minder soorten als paaihabitat gebruikt dan zandplaten en waterplanten, maar zijn onmisbaar als opgroeihabitat. Voor blankvoorn, en driedoornige stekelbaars vormen ze de eerste keuze en voor bittervoorn zelfs de enige keuze.

Populatiekenmerken

Over de gehele inventarisatieperiode bezitten alle meso- en microhabitats een consequente dynamiek. Natuurvriendelijke oevers worden in vergelijking tot klassiek verdedigde oevers gekenmerkt door een lagere dynamiek. Habitats met waterplanten en moerasplanten worden gekenmerkt door de laagste populatiedynamiek. Voor zandige habitats en kaaimuren is er een intermediaire populatiedynamiek, terwijl de hoogste dynamiek terug te vinden is op niveau van de houtige habitats.

Weinig meso- en microhabitats herbergen volwaardige juveniele populaties, door ontbrekende lengtescores of een onvoldoende lengtebereik. Vooral waar moerasplanten aanwezig zijn, komen volledige juveniele populaties voor.

Relatie tussen de aanwezigheid van soorten, habitats en abiotische variabelen

De recente aanleg van plas- en drasbermen, in combinatie met de extreme overstromingsgebeurtenissen van januari 2024, heeft geleid tot een verstoring van het hydrologische regime en verhoogde instabiliteit in de waterhuishouding. Dit heeft lokaal geresulteerd in een verhoogde hydraulische dynamiek en een intensivering van oever- en bodemerosieprocessen. Dit heeft een weerslag gehad op de turbiditeit in de bemonsterde trajecten. Buiten deze processen laat de recente aanleg nog geen grote variaties in de waterkwaliteit toe tussen de plasbermen en de rivier. Als gevolg van sedimentatieprocessen en verdere vegetatie-ontwikkeling kan op termijn de wateruitwisseling tussen de plasberm en de rivier verminderen. Als gevolg daarvan kunnen er dan verschillen in waterkwaliteit optreden tussen de plasberm en de rivier (Sukhodolova *et al.*, 2017) met mogelijke gevolgen voor de visgemeenschap (Weber & Wolter, 2017). Een opvolging van abiotische sleutelvariabelen is dan ook wenselijk voor het vergroten van de systeemkennis en om oorzaak-gevolgrelaties te kunnen achterhalen.

3 VEGETATIE

Andy Van Kerckvoorde

De onderzoeksvragen voor vegetatie omvatten:

- Hoe ontwikkelt de dijkvegetatie? Hoe snel is er bedekking van de dijkvegetatie? Welke soorten komen voor? Hoe evolueren doelsoorten?
- Hoe ontwikkelt de spontane, oevervegetatie aan de plasbermen? Hoe evolueert de totale bedekking? Welke soorten koloniseren er? In welke mate ontwikkelen zich houtige vegetaties?
- Zijn er groeiplaatsen van invasieve plantenexoten op dijken en in de oevers?

3.1 MATERIAAL EN METHODE

3.1.1 Proefopzet

3.1.1.1 Kruidige dijkvegetatie

De opvolging van de kruidige dijkvegetatie langs de Leie gebeurt op drie niveaus:

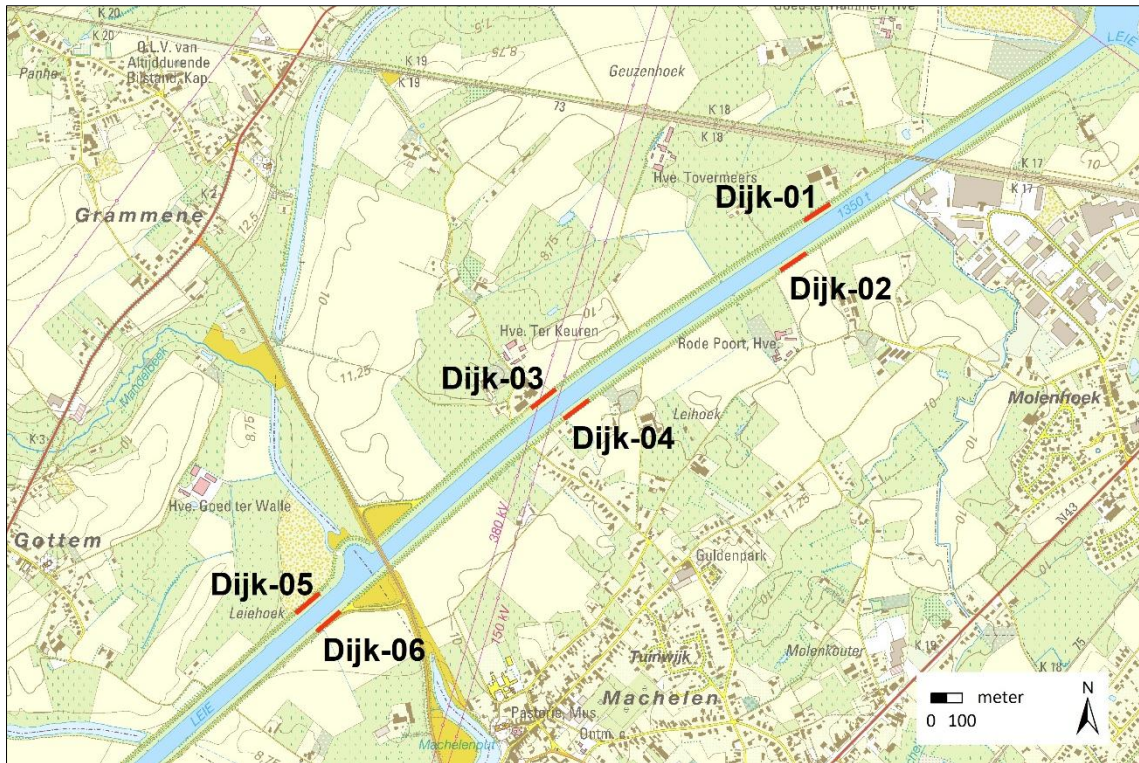
- gebiedsdekkende kartering,
- opvolging via vegetatieopnames in proefvlakken,
- detailkartering van aandachtsoorten.

Monitoring aan de hand van de methodiek op drie schaalniveaus is geschikt als basisopvolging voor de inrichtingswerken en/of beheermaatregelen langs de Leie en om de floristische doelstellingen geformuleerd in het natuurbeheerplan Leie (D’Haese, 2023) na te gaan.

3.1.1.1.1 Gebiedsdekkende kartering

De gebiedsdekkende kartering van de vegetatie langs de Leie volgt de methodiek beschreven in Van Uytvanck *et al.* (2017). Deze methodiek onderscheidt vier klassen op basis van de vegetatiestructuur, namelijk grasland, ruigte, struweel en opgaande houtige vegetatie. Binnen deze klassen worden verschillende karteereenheden onderscheiden. Tijdens de kartering worden Natura 2000 habitattypen of regionaal belangrijke biotopen in kaart gebracht via de methodiek beschreven in de veldsleutels (De Saeger *et al.*, 2016). Met behulp van een hand-GPS of smartphone (nauwkeurigheid 1-5 m) wordt het begin- en eindpunt ingemeten van een traject waar een bepaalde karteereenheid kan aan worden toegewezen. Er wordt onderscheid gemaakt tussen de dijken aan water- en landzijde. Waterzijde duidt op het deel gelegen tussen het jaagpad en de Leie. De landzijde is het deel aan de andere zijde van het jaagpad.

De gebiedsdekkende kartering van de dijkvegetatie tussen de spoorwegbrug te Deinze en de meander te Gottem is nog in te plannen.



Figuur 51. Situering en naamgeving van de proefvlakken voor de monitoring van de kruidige dijkvegetatie langs de Leie tussen de meander Gottem en de spoorwegbrug Deinze (de achtergrond is de topokaart 1:10.000, AGIV 2009).

3.1.1.1.3 Detailkartering van aandachtsoorten

Groeiplaatsen van aandachtsoorten worden geïnventariseerd over het volledige traject door smartphone of hand-GPS. Een groeiplaats wordt vastgelegd met een punt waarbij abundantie wordt ingeschat volgens het aantal exemplaren (Tabel 11; Van Landuyt & Westra, 2019). Gezien de fout van smartphone of hand-GPS is de afstand tussen punten minstens 5 m. Het veldwerk is verricht in mei en juni 2024.

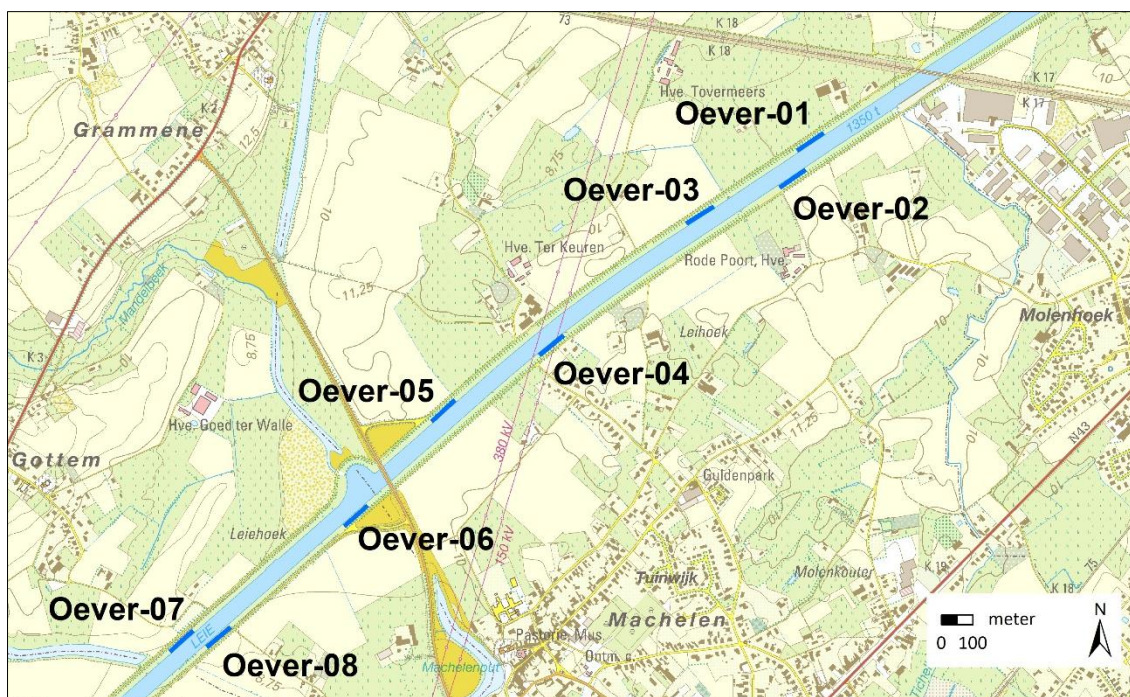
Tabel 11. De verschillende klassen volgens het aantal exemplaren die worden onderscheiden voor het inschatten van abundanties bij aandachtsoorten.

Klasse	Aantal
A	1
B	2 - 5
C	6 - 25
D	26 - 50
E	51 - 100
G	> 100



3.1.1.2 Oevervegetatie

De opvolging van de oevervegetatie langs de Leie gebeurt door vegetatieopnames in proefvlakken van 100 m lengte en 1 m breedte. Het midden van het proefvlak is de (gemiddelde) waterlijn. De bedekking van de soorten wordt bepaald via de beheermonitoringsschaal (Tabel 10). Er wordt onderscheid gemaakt tussen de kruid- en struiklaag. De kruidlaag omvat alle niet-houtige gewassen en houtige gewassen tot maximaal 80 cm, de struiklaag omvat alle houtige gewassen tussen 80 cm en 6 m (Oosterlynck & Van Calster, 2017). Een gelijkaardige methodiek wordt gebruikt voor de monitoring van macrofyten in functie van de Kaderrichtlijn Water (Leyssen *et al.*, 2005). De proefvlakken zijn gekozen op de locaties waar het visbestand wordt opgevolgd, dus enkel bij vrij brede plasbermen. De ligging van de proefvlakken is weergegeven via Figuur 52. Een GIS-file van de proefvlakken is beschikbaar via de digitale bijlage van het rapport. Het veldwerk vond plaats in augustus 2024.



Figuur 52. Situering en naamgeving van de proefvlakken voor de monitoring van de oevervegetatie langs de Leie tussen de meander Gottem en de spoorwegbrug Deinze (de achtergrond is de topokaart 1:10.000, AGIV 2009).

3.1.1.3 Prioritaire plantenexoten

Invasieve exoten kunnen zich massaal verbreiden in de omgeving en zodoende een bedreiging vormen voor het beheer en de functie van waterwegen en voor de inheemse biodiversiteit.

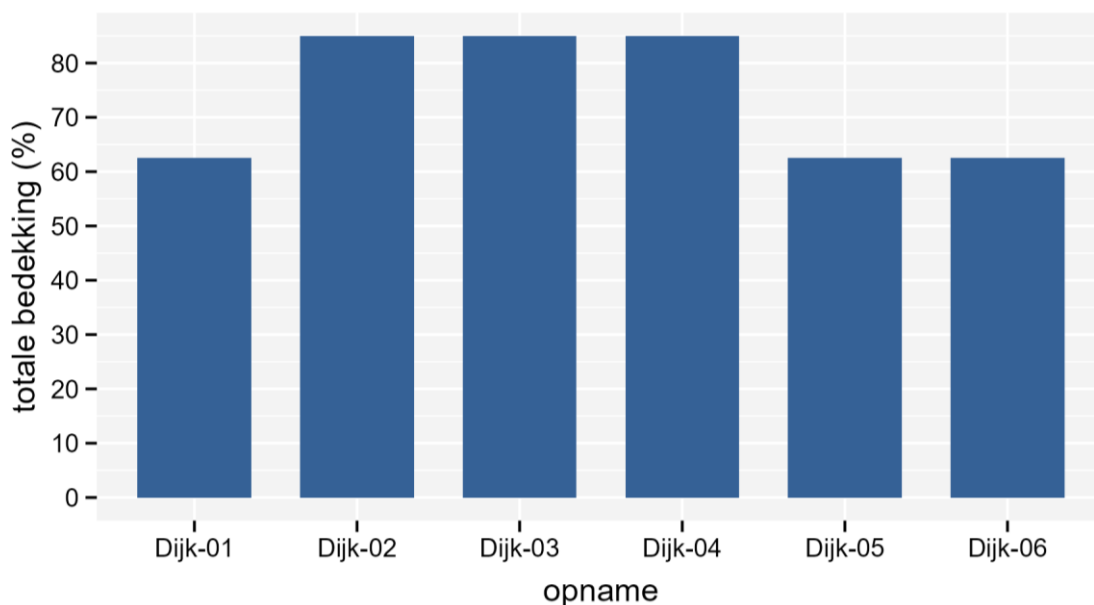
Een lijst van prioritaire plantenexoten voor waterwegen in beheer bij DVW is uitgewerkt door Steen *et al.* (2024). De selectie van die prioritaire plantenexoten gebeurde aan de hand van vooropgestelde negatieve effecten of gevolgen:

- schade aan de infrastructuur (bv. erosie van dijken, opwerken van dijkbekleding),
- invloed op de veiligheid (bv. zichtbaarheid),
- invloed op waterhuishouding of -afvoer,
- overlast voor gebruikers (bv. obstructie van de watergang) of omwonenden van de waterweg (bv. toxiciteit, geurhinder).

3.2 RESULTATEN

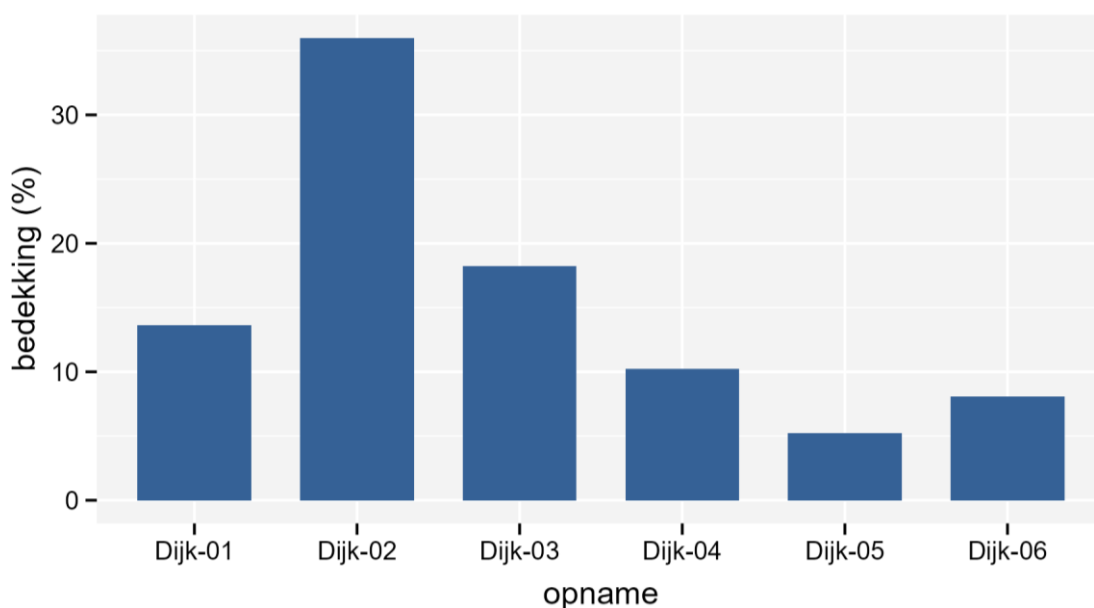
3.2.1 Kruidige dijkvegetatie

Figuur 53 toont de totale bedekking van vegetatie in de verschillende dijkopnames. De hoogste vegetatiebedekking, 85%, komt voor bij de opnames 'dijk-02', 'dijk-03' en 'dijk-04'. De overige opnames kennen lage bedekkingen van zo'n 60%.



Figuur 53. De totale bedekking bij de verschillende dijkopnames.

Figuur 54 toont de bedekking van doelsoorten voor kruidenrijke graslandvegetaties bij de verschillende dijkopnames. De hoogste bedekking aan doelsoorten, 36%, komt voor bij de opname 'dijk-02' (Foto 10). De laagste bedekking van 6% is gevonden bij de opname 'dijk-05' (Foto 10).

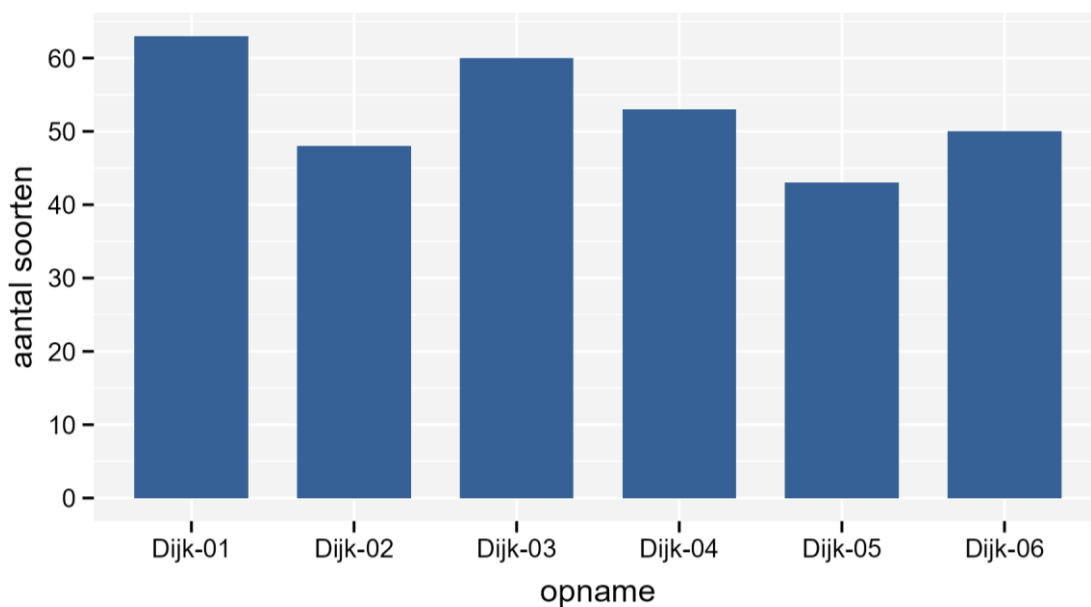


Figuur 54. De bedekking van doelsoorten bij de verschillende dijkopnames.



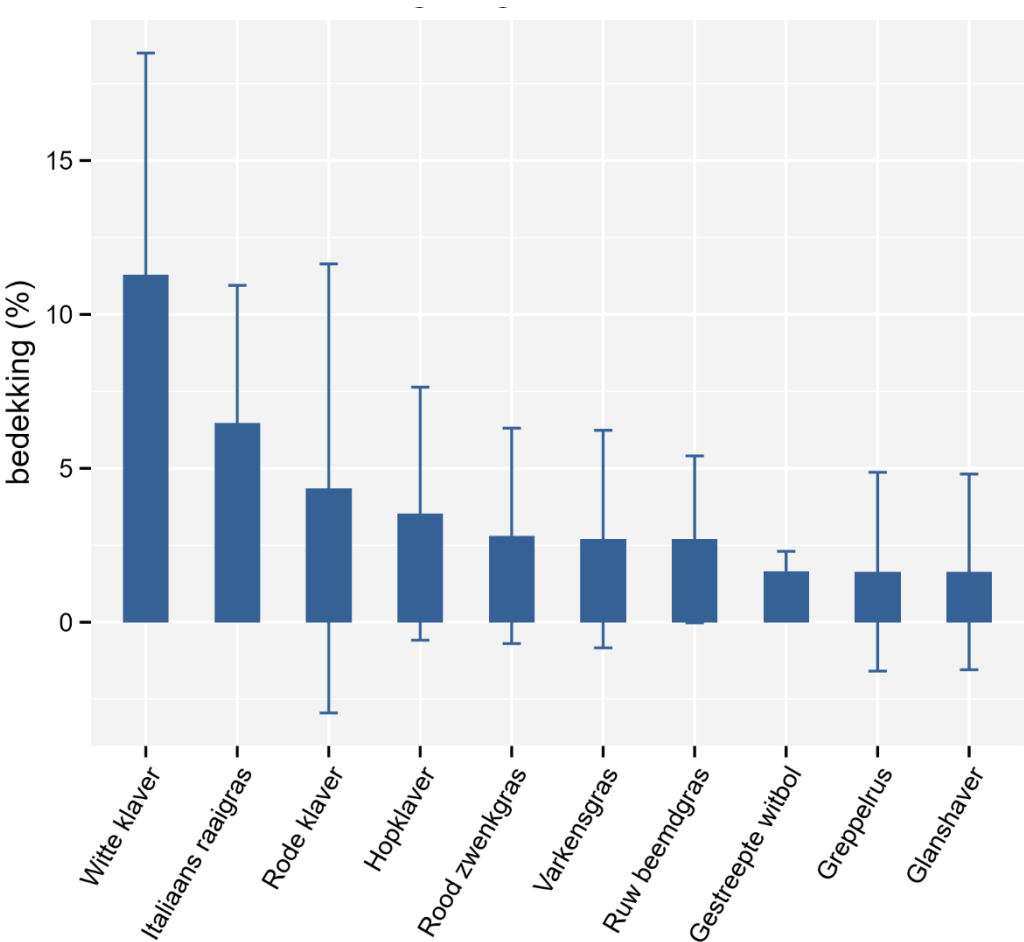
Foto 10. Links: vegetatie van vooral witte en rode klaver in de opname 'dijk-02'; rechts: schaarse begroeiing in de opname 'dijk-05'.

Het hoogste aantal soorten is gevonden in de opnames 'dijk-01' en 'dijk-02', met respectievelijk 63 en 60 soorten. Het laagste aantal komt voor in de opname 'dijk-05' met 43 soorten (Figuur 55).



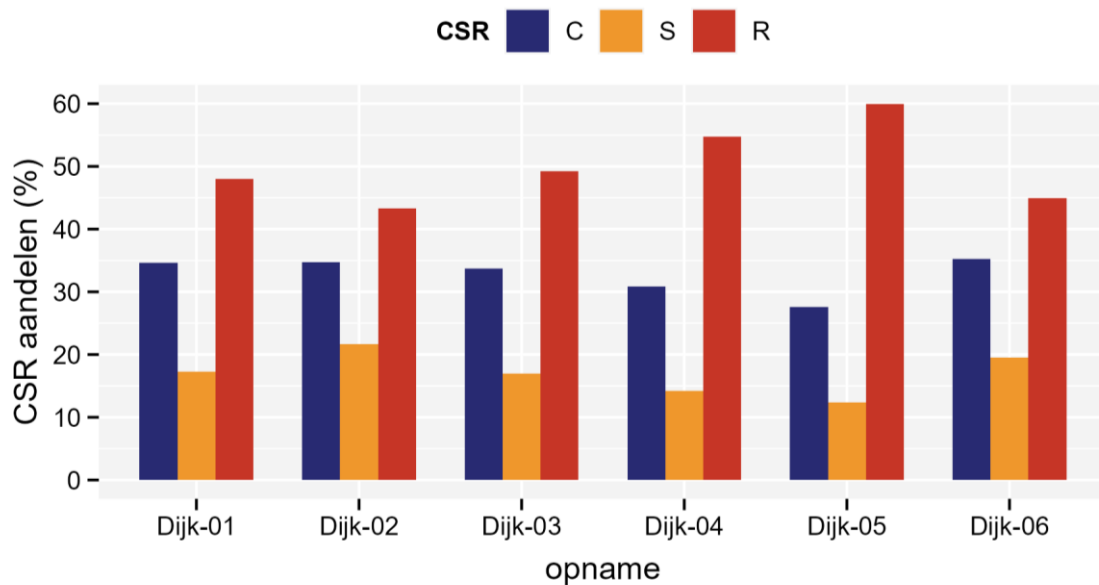
Figuur 55. Het aantal soorten bij de verschillende dijkopnames.

Figuur 56 toont de soorten met de hoogste gemiddelde bedekking. Witte klaver kent de hoogste gemiddelde bedekking, namelijk 11%. Italiaans raaigras heeft een gemiddelde bedekking van 6%. De gemiddelde bedekking is 4% voor rode klaver en hopklaver en 3% voor rood zwenkgras, varkensgras en ruw beemdgras. Gestreepte witbol, greppelrus en glanshaver hebben een gemiddelde bedekking van 2%.



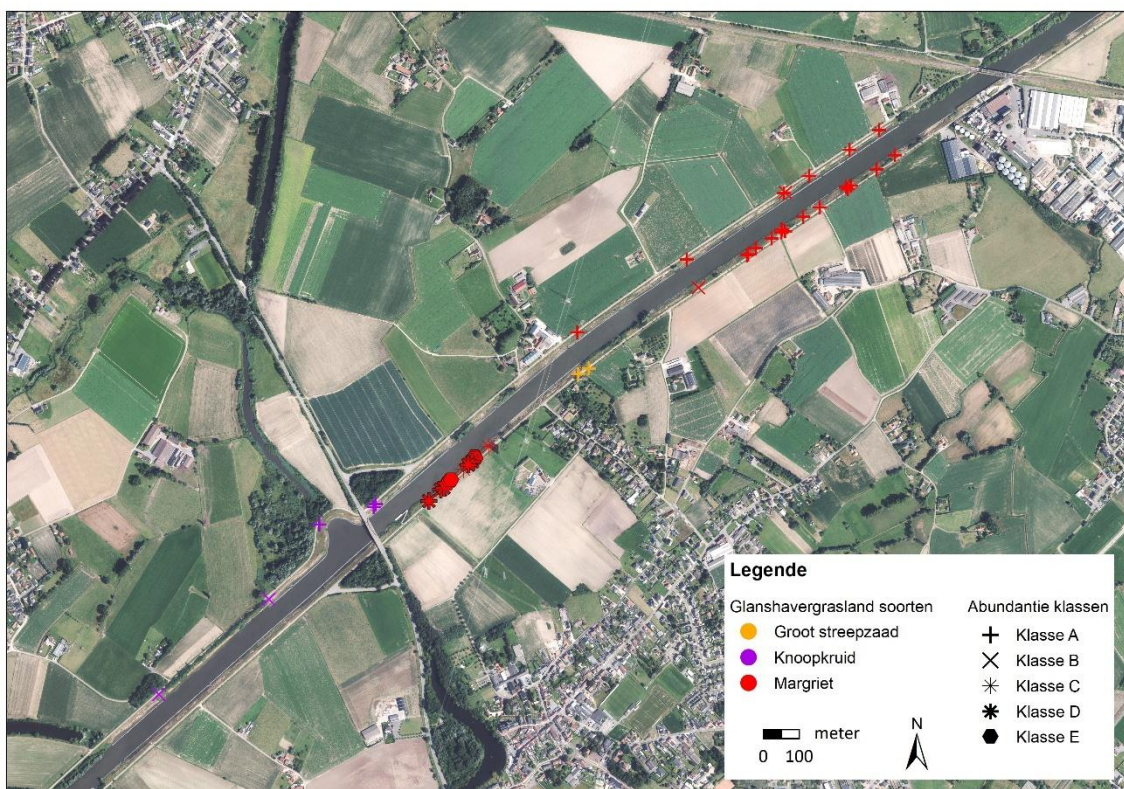
Figuur 56. De gemiddelde bedekking (met standaarddeviatie) voor soorten met een gemiddelde bedekking > 1,5 %.

Figuur 57 toont de CSR-aandelen in de verschillende dijkopnames. In alle opnames ligt het R-aandeel hoger dan het C-aandeel en het S-aandeel. Het hoogste R-aandeel van 60% is berekend voor de opname ‘dijk-05’. Het laagste R-aandeel is 43% in de opname ‘dijk-02’. De hoogste C-aandelen van 35% komen voor in de opnames ‘dijk-01’, ‘dijk-02’ en ‘dijk-06’. Het laagste C-aandeel is 28% bij de opname ‘dijk-05’.

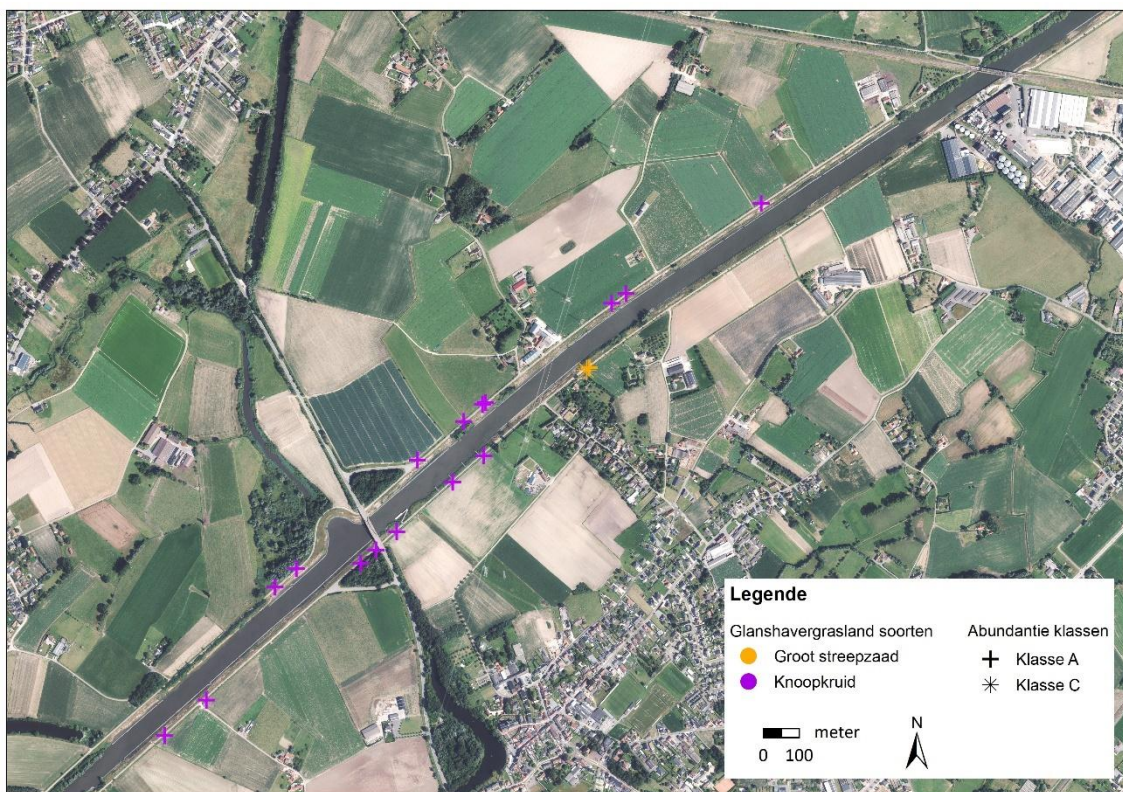


Figuur 57. De CSR-aandelen bij de verschillende dijkopnames.

Soorten typisch voor glanshavergrasland groeien slechts in lage aantallen in de dijk aan de waterzijde (Figuur 58). Detailkartering van margriet is verricht door het aantal bloemen te karteren. De detailkartering van knoepkruid en groot streepzaad gebeurde door het aantal planten in bloei te tellen. Een GIS-file met de groeiplaatsen van deze soorten is beschikbaar via de digitale bijlage van het rapport.



Figuur 58. Detailkartering van enkele kenmerkende soorten voor glanshavergrasland voorkomend in de dijk aan de waterzijde (de achtergrond is de orthofoto 2024, AGIV 2024).



Figuur 59. Detailkartering van enkele kenmerkende soorten voor glanshavergrasland voorkomend in de dijk aan de landzijde (de achtergrond is de orthofoto 2024, AGIV 2024).

Als prioritaire plantenexoten zijn robinia en Canadese fijnstraal gevonden:

- Een struweel van robinia groeit op de dijk aan de waterzijde van de linkeroever op 700 m, 550 m (Foto 12) en 200 m stroomafwaarts Machelenbrug. Kruidige robinia planten zijn aangetroffen op de linkeroever in de kruin aan waterzijde tussen Machelenbrug en 100 m stroomafwaarts ervan. Een GIS-file met de groeiplaatsen van robinia is beschikbaar via de digitale bijlage van het rapport.
- Canadese fijnstraal is in vijf van de acht opnames aangetroffen in kleine aantallen (4x weinig talrijk en 1x schaars).

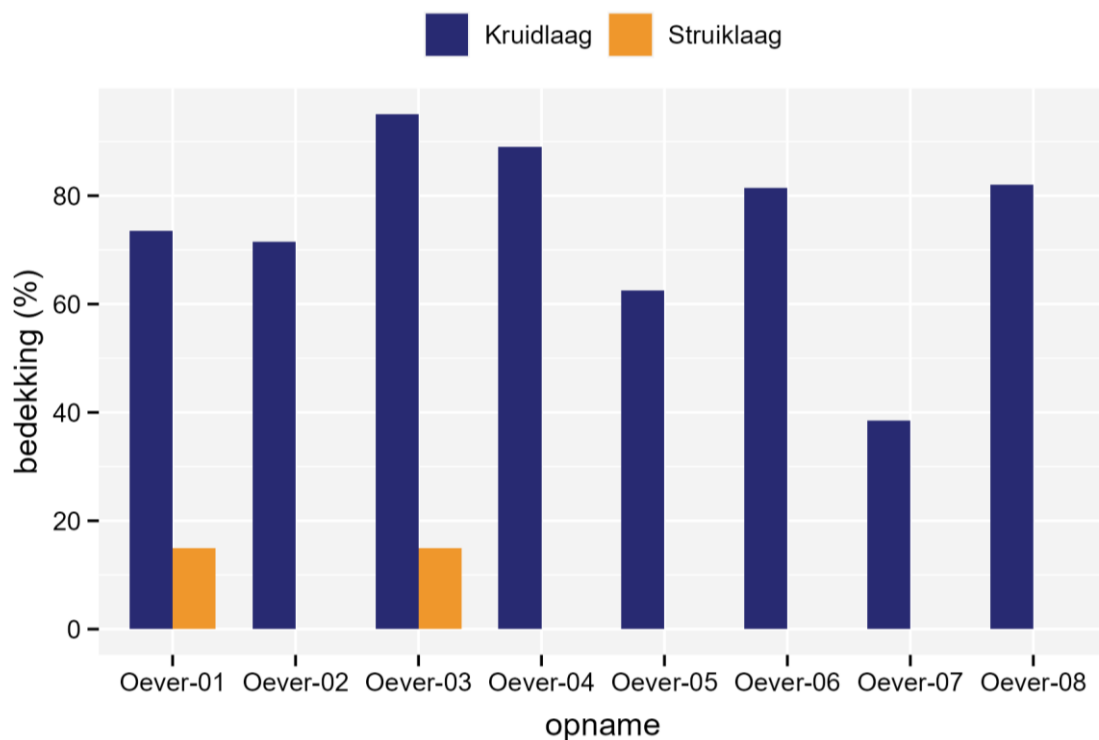


Foto 12. Een struweel van robinia komt voor op de linkeroever 550 m stroomafwaarts Machelenbrug.

Japanse duizendknoop is niet teruggevonden in de onderzochte dijken, ook niet op de locatie waar de soort opdook tijdens de aanleg (linkeroever op 1 km stroomafwaarts Machelenbrug).

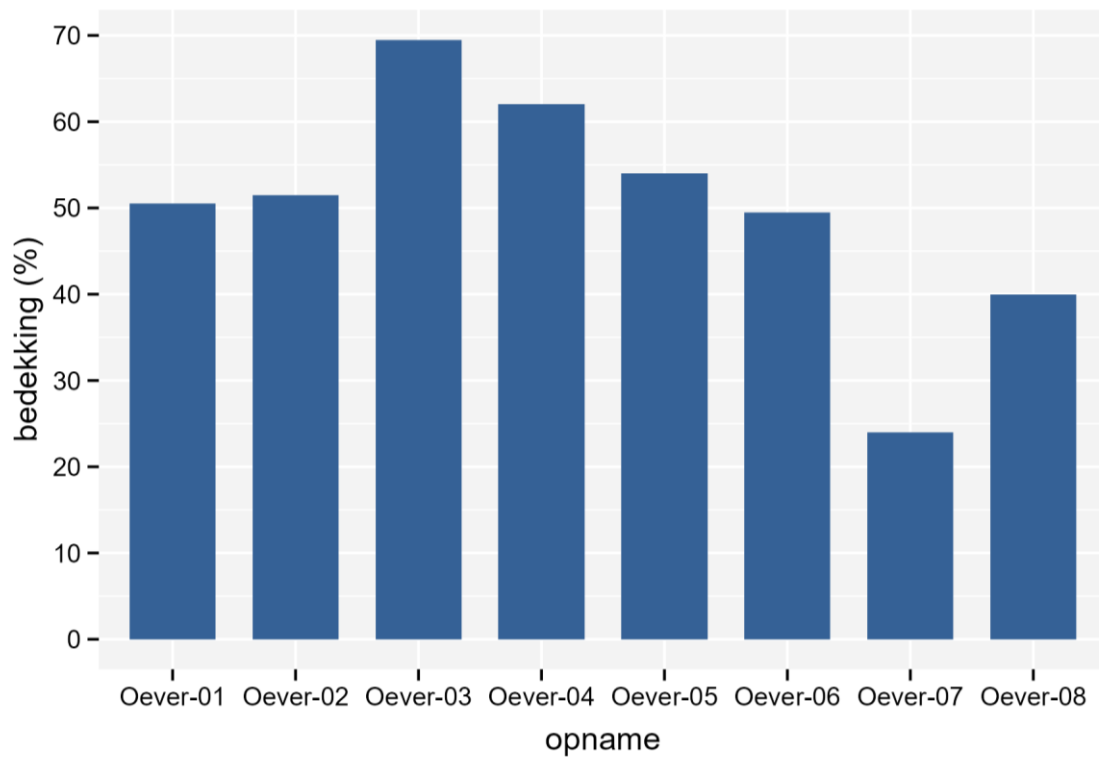
3.2.2 Oevervegetatie

Figuur 60 toont de totale bedekking van de kruid- en struiklaag bij de verschillende opnames. De bedekking van de kruidlaag is het hoogst, rond 90%, in de opname 'oever_03' en de opname 'oever_04'. De laagste vegetatiebedekkingen worden gevonden in de opname 'oever_07' (38%) en de opname 'oever_05' (63%). Een struiklaag met bedekking 15% is aangetroffen in de opnames 'oever_01' en 'oever_02'.



Figuur 60. De totale bedekking van de kruid- en struiklaag bij de verschillende oeveropnames.

Figuur 61 geeft de bedekking van typespecifieke soorten weer voor de verschillende opnames. De hoogste bedekkingen worden aangetroffen in de opname 'oever_03' (70%) en de opname 'oever_04' (62%, Foto 13), de laagste bedekkingen in de opname 'oever_07' (24%, Foto 13) en 'oever_08' (40%).

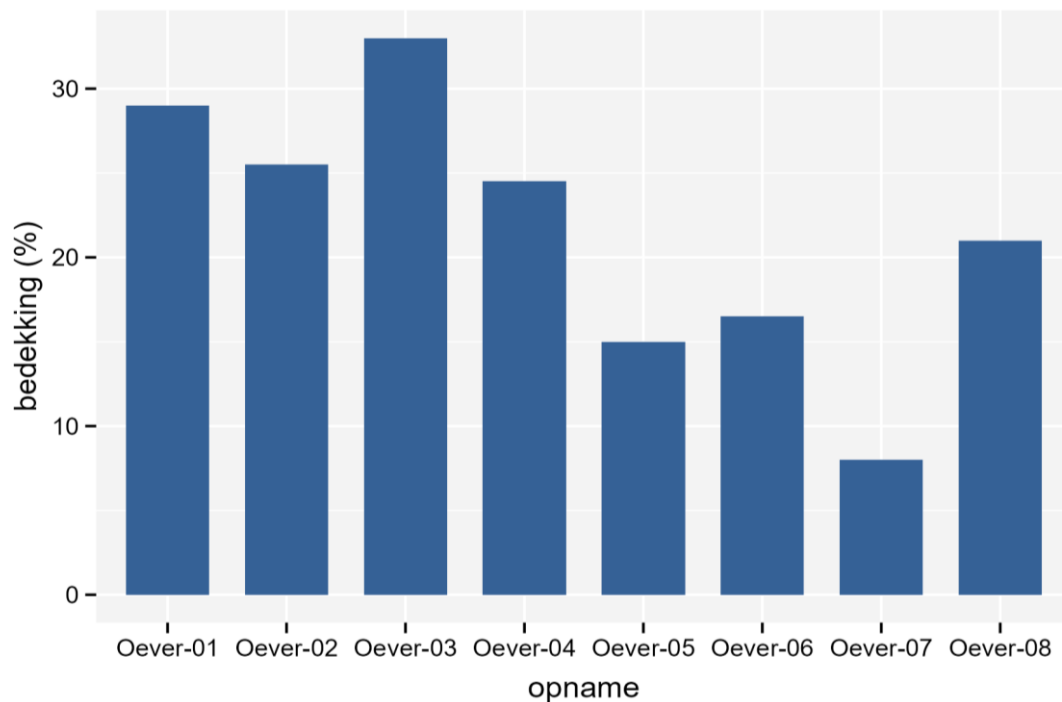


Figuur 61. De bedekking van typespecifieke soorten bij de verschillende oeveropnames.



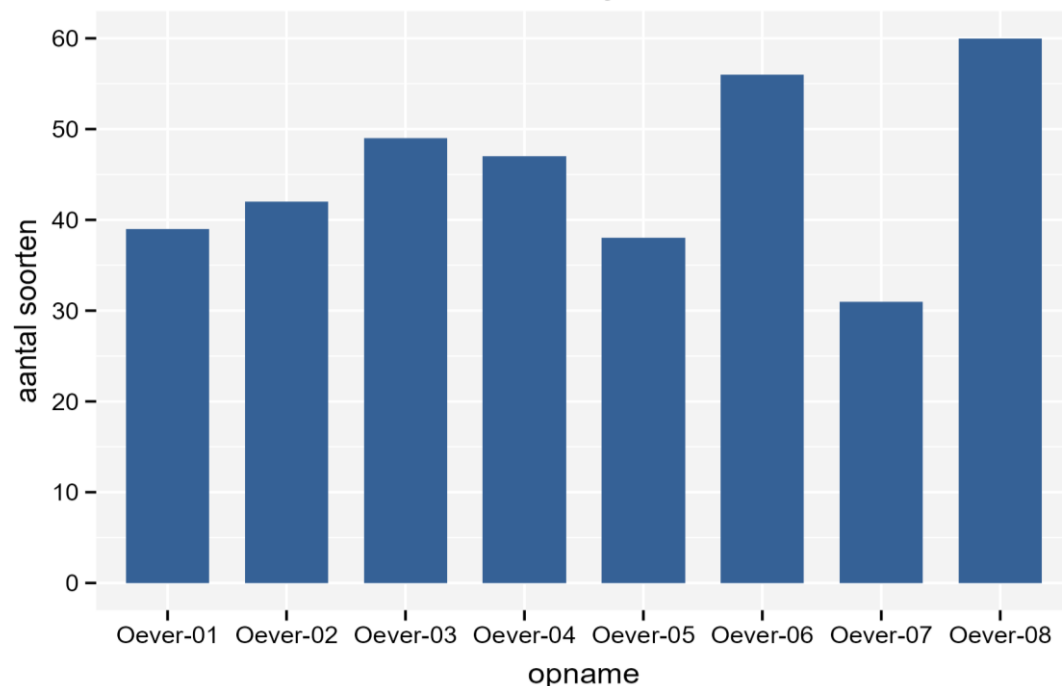
Foto 13. Links = opname 'oever-03' met wolfspoot, grote kattenstaart, waterzuring, zwart tandzaad en zwart els; rechts = de opname 'oever-07'.

Figuur 62 toont de bedekking van bloemrijke oeversoorten waardoor voedsel (nectar en stuifmeel) beschikbaar is voor pollinatoren. De opnames 'oever-01', 'oever-02', 'oever-03' en 'oever-04' kennen de hoogste bedekkingen met waarden tussen 23% en 32%. De laagste waarde van 8% betreft de opname 'oever-07'.



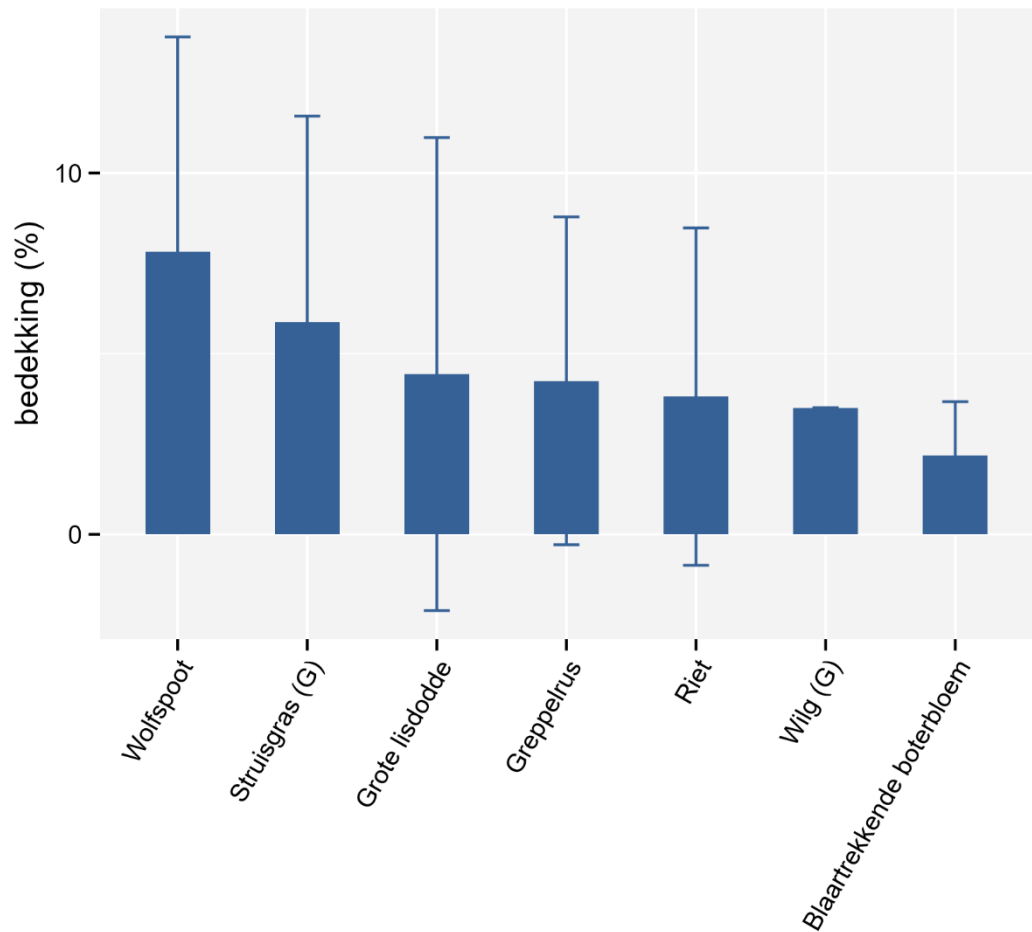
Figuur 62. De bedekking van bloemrijke oeversoorten bij de verschillende oeveropnames.

Figuur 63 toont het aantal soorten per opname. Het hoogste aantal soorten is gevonden bij de opnames 'oever-08' en 'oever-06', met respectievelijke aantallen van 60 en 56. Het laagste soortenaantal is 31, aangetroffen bij de opname 'oever-07'.

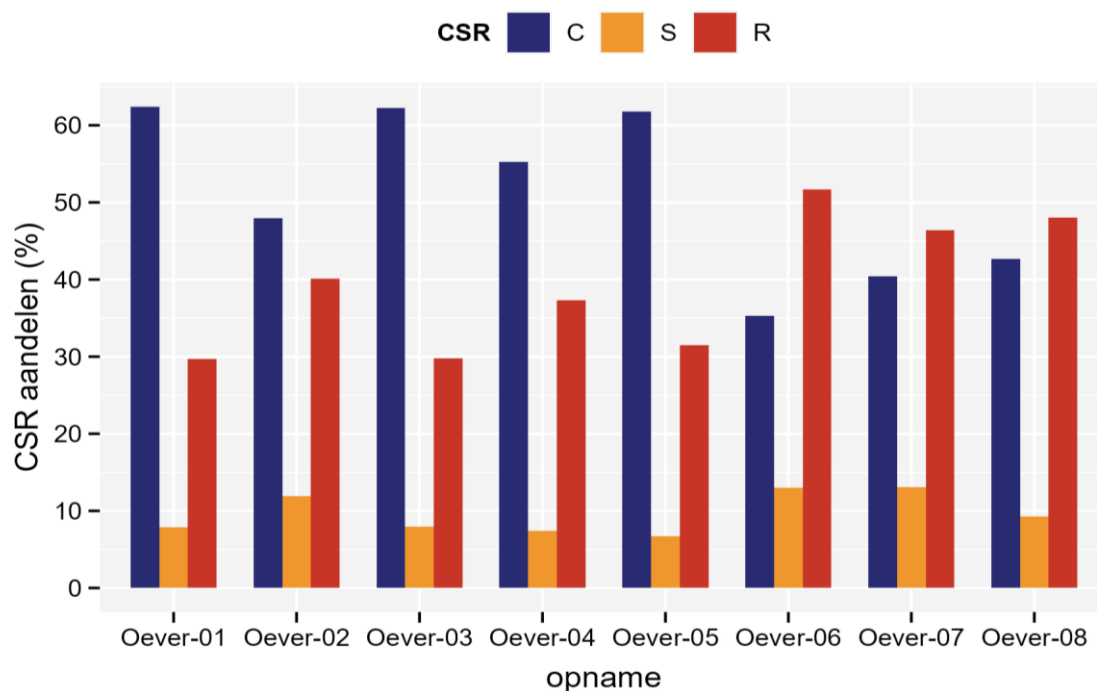


Figuur 63. Het aantal soorten bij de verschillende oeveropnames.

In iedere opnames zijn riet, wilg, knikkend tandzaad, veerdelig tandzaad, pitrus, wolfsfoot, grote kattenstaart, kluwenzuring en struisgras spec. aangetroffen. De hoogste gemiddelde bedekkingen komen voor bij volgende soorten: wolfsfoot 8%, struisgras spec. 6%, grote lisdodde 4%, greppelrus 4%, riet 4%, wilg 4% en blaartrekkende boterbloem 2% (Figuur 64). In opname 'oever-04' is zwanenbloem (Foto 14) en pijlkruid aanwezig.



Figuur 64. De gemiddelde bedekking (met standaarddeviatie) voor soorten met een gemiddelde bedekking > 2%.



Figuur 65. De CSR-aandelen bij de verschillende oeveropnames.

Enkele prioritaire plantenexoten zijn gevonden:

- In zes van de acht opnames groeit grote waternavel (Foto 15) met bedekkingen lager dan 5%. In vijf opnames met de dichtheitsklasse 'schaars' en in één opname met dichtheitsklasse 'weinig talrijk'.
- In zeven opnames groeit zwart tandzaad, meestal met een dichtheitsklasse van 'weinig talrijk' en éénmalig met dichtheitsklasse 'talrijk'.
- In één opname is bleek cypergras aangetroffen met dichtheitsklasse 'schaars'.

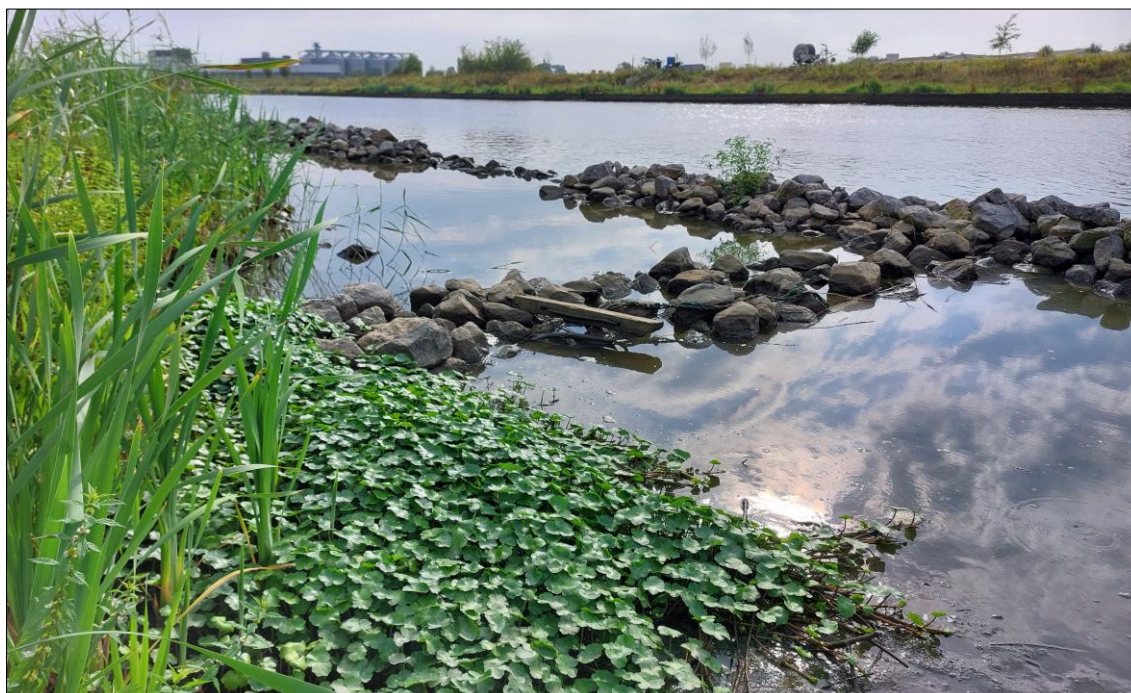


Foto 15. Grote waternavel groeit in verschillende opnames, zoals in opname 'oever-03'.

DISCUSSIE

De proefopzet is vooral gericht op een herhaling in de tijd. Op die manier kan de evolutie van de vegetaties en soorten in kaart worden gebracht.

3.3.1 Kruidige dijkvegetatie

Om de transportfunctie niet te belemmeren en omwille van veiligheidsaspecten worden de bermen en dijken langs waterwegen meestal beheerd door ze te maaien of ze te laten begrazen. Hierdoor zijn er mogelijkheden voor de ontwikkeling of de instandhouding van ecologisch waardevolle permanente graslandvegetaties.

Ecologische doelen voor permanente graslandvegetaties in de dijken langs de Leie, aangegeven in het natuurbeheerplan (D’Haese, 2023), in het groenbeheerplan (Arcadis, 2017) en in Raman & Vanderhaeghe (2011), zijn soortenrijke graslandvegetaties. Deze vegetaties worden naar voren geschoven omwille van hun:

- erosiebestendigheid. De ondergrondse biomassa van de plantenwortels beschermt de bodem. De wortels houden bodemdeeltjes vast en voorkomen uitspoeling. Hoe intenser de doorworteling, hoe sterker de bodemdeeltjes worden vastgehouden en dus hoe hoger de erosiebestendigheid (Sýkora & Liebrand, 1987). De mate van doorworteling is afhankelijk van de aanwezige plantensoorten en dus van de graslandvegetatie. Vannoppen *et al.* (2016) en Sýkora & Liebrand (1987) tonen aan dat soortenrijke graslandvegetaties (gras-kruidenmix en glanshavergrasland) een betere doorworteling (een hogere wortellengte per volume-eenheid) kennen en dus een hogere erosiebestendigheid hebben in vergelijking met soortenarme graslandvegetaties. Verruigde graslandvegetaties gedomineerd door grote brandnetel kennen een lage doorworteling. Golfoverslagproeven bevestigden dat soortenrijke dijkgraslandvegetaties een hogere erosiebestendigheid hebben dan soortenarme grasland- of ruigtevegetaties (Peeters *et al.*, 2012).
- ecologisch waarde. Bloemrijk grasland en gras-kruidenmix kennen hoge soortenaantallen en diversiteit in vergelijking met soortenarm grasland of brandnetelruigte (Van Kerckvoorde, 2016). Een grote diversiteit aan plantensoorten is positief voor het voorkomen van allerlei fauna, door het aanbod van nectarbronnen, waardplanten, voedsel, schuil- of overwinteringsmogelijkheden. Ook verschillen in vegetatiestructuur zijn van belang voor fauna door de variatie in microklimaat waardoor meer geschikte microhabitats aanwezig zijn (Gardiner & Hassall, 2009).
- beheerkost. Vandevoorde *et al.* (2024) meten dat de bovengrondse biomassaproductie bij verruigd grasland en brandnetelruigte ongeveer tweemaal zo hoog is als in gras-kruidenmix en glanshavergrasland. Ook Bax & Schippers (1997) geven lagere biomassaproductie aan bij gras-kruidenmix (5-7 ton droge stof per ha en per jaar) en bij bloemrijk grasland (3-6 ton droge stof per ha en per jaar) in vergelijking met vegetaties van graslandfase 1 (8-10 ton droge stof per ha en per jaar) en graslandfase 2 (6-8 ton droge stof per ha en per jaar). Het streven naar doelvegetaties impliceert (op termijn) een lagere beheerkost gezien minder biomassa moet worden afgevoerd en verwerkt.

Soortenrijke graslandvegetaties die een ecologische doel vormen in de dijken langs de Leie zijn:

- gras-kruidenmix (graslandfase 3, Zwaenepoel, 2000). In een gras-kruidenmix komen diverse kruiden verspreid voor. Doorheen het groeiseizoen is er een bloeiaspect van verschillende kruiden. De kruiden betreffen in Vlaanderen algemeen voorkomende soorten zoals wilde peen, duizendblad, rode klaver, witte klaver, scherpe boterbloem, kruipende boterbloem, paardenbloem, veldzuring, hopklaver, kleine klaver en gewoon biggenkruid.

- Glanshavergrasland (graslandfase 4, Zwaenepoel, 2000). Kenmerkende soorten voor glanshavergrasland zijn knoopkruid, margriet, veldlathyrus, kraailook, gewone rolklaver, gewone vogelmelk, muskusaasjeskruid, beemdkroon, graslathyrus, groot streepzaad, glad walstro, gele morgenster, gewone agrimonie, grote bevernel, kleine bevernel, beemdooievaarsbek, kleine ratelaar, knolboterbloem, wilde marjolein, bevertjes en goudhaver. Goed ontwikkelde vormen van glanshavergrasland kunnen een Natura-2000-habitatype zijn (het habitatype 6510; de voorwaarden in bedekking van specifieke soorten zijn vastgelegd in De Saeger & Wouters 2018).

De vegetatieopnames in de dijken tonen nog geen volledige vegetatiebedekking. Dit komt omdat de dijken pas recent zijn aangelegd. Door de natuurlijke successie naar graslandvegetatie valt te verwachten dat er een volledige vegetatiebedekking zal ontwikkelen in de loop van de tijd. Het verloop van de inrichtingswerken verliep hoofdzakelijk in stroomopwaartse richting. Vandaar dat de vegetatie-opnames stroomopwaarts Machelenbrug lage bedekkingen kennen. De lage bedekking bij de opname op linkeroever net stroomopwaarts de spoorwegovergang te Deinze vormt hierop een uitzondering.

Zoals valt te verwachten kennen de ingerichte dijken een jaar na de aanleg een belangrijk aandeel van pioniersoorten, zoals onder meer varkensgras, grote weegbree, herik, kamille-soorten en behaarde boterbloem. Als gevolg wordt een hoog R-aandeel berekend in de dijkopnames. Dit is een gevolg van de mechanische verstoring door de inrichting. De pionierplanten zullen na verloop van tijd worden weggeconcentreerd door graslandsoorten. Verschillende graslandkruiden komen reeds talrijk voor in de ingerichte dijken, zoals witte en rode klaver, peen en duizendblad, gewoon biggenkruid, hopklaver, kleine klaver, Sint-Janskruid en paardenbloem. Productieve grassen, zoals gestreepte witbol, kropaar, zachte dravik of glanshaver, hebben momenteel beperkte bedekkingen in de ingerichte dijken. Doordat pioniersoorten en graslandsoorten momenteel samen voorkomen is er een grote soortenrijkdom. Via natuurlijke successie naar graslandvegetatie is te verwachten dat het aantal soorten zal afnemen.

Rood zwenkgras en Italiaans raaigras bereiken hoge bedekkingen in de opnames. Dit is niet zo verwonderlijk aangezien deze soorten zijn gebruikt in het aangewend zaadmengsel. Vooral de taluds zijn na de aanleg ingezaaid, om een snelle vegetatiebedekking te ontwikkelen zodat er een mate van erosiebestendigheid ontstaat. Italiaans raaigras heeft als voordeel dat het een kortlevende grassoort is. Hierdoor ontstaat na een tijd ruimte voor andere gras- en kruidensoorten om zich spontaan te vestigen.

De graslandkruiden en enkele pioniersoorten (bv. kamille-soorten en herik) zorgen bij de ingerichte Leiedijken voor een bloeiaspect doorheen het groeiseizoen. In het algemeen geldt dat een grote diversiteit aan planten en een variatie in bloemtype en bloeiperiode bijdraagt aan een grote diversiteit van wilde bestuivers. Een zogenaamde lange bloeiboog, waarbij er een lange periode bloemen aanwezig zijn, door variatie aan bloemsoorten of door beheer, heeft een positief effect op de aanwezigheid van bestuivers. Bloemenrijke dijken langs de Leie, samen met bloemenrijke oeverzones, kunnen bijdragen aan de verplichtingen en acties aangegeven in het Vlaams actieplan voor wilde bestuivers. Ook de natuurherstelverordening voorziet in de verplichting om de daling van het aantal bestuivers om te keren en een stijgende trend van de bestuiverpopulaties te bewerkstelligen tot een bevredigend niveau (artikel 10).

Maaibeheer heeft een negatieve impact op fauna. Zo is er een directe schade (mortaliteit) van het maaien en geassocieerde handelingen zoals schudden, samenharken van hooi, het persen van balen en het weghalen van het hooi (Humbert *et al.*, 2010). Een indirecte schade voor arthropoden ten gevolge maaien treedt op doordat voedsel-, schuil-, ei-afzet- en overwinteringsplaatsen verdwijnen (Maes *et al.*, 2017). De negatieve impact van maaien kan worden gereduceerd door een gefaseerd maaibeheer (De Becker *et al.*, 2022). Bij gefaseerd maaibeheer wordt een deel van de graslandvegetatie niet gemaaid. Een gefaseerd maaibeheer kan de bloeiperiode in een dijk verlengen ten opzichte van het volledig maaien van een dijk.

De directe respons tegen Japanse duizendknoop tijdens de inrichtingswerken, waarbij de besmette grond werd afgegraven, blijkt efficiënt want de soort is niet meer aangetroffen in de ingerichte dijken.

Canadese fijnstraal groeit in vijf van de acht opnames en komt ook daarbuiten voor in de dijken. Canadese fijnstraal is een exoot en staat op de B-lijst van Steen *et al.* (2024). Dit betekent dat de soort een invasief karakter heeft met mogelijk ecologische impact maar dat de impact naar activiteiten van DVW minder omvangrijk is.

3.3.2 Oevervegetatie

Doelvegetaties voor de plas- en drasbermen langs de Leie zijn beschreven in het natuurbeheerplan Leie (D'Haese, 2023), het groenbeheerplan Leie (Arcadis, 2017) en in Raman & Vanderhaeghe (2011). Floristische doelen die er worden beschreven zijn soortenrijke natte ruigte, rietvegetatie en wilgenstruweel (terminologie volgens Van Uytvanck *et al.*, 2017).

Soortenrijke natte ruigte is een oeervervegetatie met als typische soorten moerasspirea, harig wilgenroosje, koninginnenkruid, waterzuring, echte valeriaan, wolfspoot, grote egelskop, gele waterkers, gele lis, grote kattenstaart, poelruit, grote wederik, grote waterweegbree, gewone engelwortel, heeelblaadjes, valse voszegge, moerasandoorn, tandzaad spp., zwanenbloem, moesdistel, kale jonker, geoord helmkruid, gevleugeld helmkruid, grote lisdodde, kleine lisdodde, liesgras, rietgras, riet, oeverszegge, scherpe zegge, pluimzegge, pitrus, zeeegroene rus. Langs waterwegen kunnen dergelijke vegetaties een Natura 2000-habitatype zijn, namelijk voedselrijke zoomvormende ruigten (habitatype 6430; de voorwaarden in bedekking van specifieke soorten zijn vastgelegd in Oosterlynck *et al.*, 2022).

Bij een rietvegetatie domineert riet en bereiken andere ruigtesoorten maximaal een bedekking van 30% (Oosterlynck *et al.*, 2022). Rietvegetaties hebben een belangrijke ecologische waarde. Zo heeft riet een groot faunistisch belang. Overjarig (niet-gemaaid) riet in het voorjaar is een broedbiotoop voor de meeste broedvogels van rietlanden (Graveland, 1999) zoals kleine karekiet, rietgors, rietzanger en bruine kiekendief. Vegetatierijke oeverzones zijn belangrijk als foerageer- of paaigebied voor allerlei vissoorten (Mouton *et al.*, 2012; Vermeersch *et al.*, 2017). Tevens bieden rietstengels een foerageer-, schuil- en overwinteringsplaats voor allerlei fauna (Andersen *et al.*, 2021) en een nestgelegenheid voor sommige pollinatoren (Heneberg *et al.*, 2022). Een rietvegetatie kan de oever in belangrijke mate beschermen, via het relatief dicht en diep wortelstelsel dat de grond vasthoudt (vergroting van de sterkte) en via de rietstengels welke de golven en stroming dempen (vermindering van de belasting; CUR, 1999). Voor rietvegetaties geldt een verbod van vegetatiewijziging, aangegeven in het Natuurdecreet van 21 oktober 1997 en het uitvoeringsbesluit van 3 juli 2009.

Wilgenstruwelen hebben een ecologisch belang als nest-, foerageer- en schuilgelegenheid, zijn gunstig voor insectenpopulaties en vormen een landschappelijke meerwaarde. Wilgen zijn bijzonder belangrijke stuifmeelbronnen voor heel wat zweefvliegen en wilde bijen die vroeg in het jaar vliegen. Net zoals bij een rietvegetatie zorgt een wilgenbegroeiing aan de oever voor een hogere weerstand tegen erosie en afschuiving (via de wortels) en voor een reductie van golfhoogten en stroomsnelheden (via de stammen; CUR, 1999). Wilgenstruwelen genieten een bescherming via de regelgeving rond het verbod vegetatiewijziging, aangegeven in het Natuurdecreet van 21 oktober 1997 en het uitvoeringsbesluit van 3 juli 2009.

De totale bedekking ligt bij de meeste oeveropnames tussen de 70% en 90%. Door natuurlijke successie is te verwachten dat de vegetatiebedekking verder toeneemt met de tijd. De laagste bedekking, 38%, wordt gevonden bij de oeveropname in de linkeroever op zo'n 750 m stroomopwaarts Machelenbrug (opname 'oever_07'). Reden hiervoor is vermoedelijk dat de oevers in deze zone het laatst zijn ingericht aangezien de werken in stroomopwaartse richting verliepen.

De bedekking van bloemrijke oeversoorten in de opnames ligt meestal tussen 20% en 35%. De belangrijkste soorten langs de oevers van de Leie omvatten wolfspoot, tandzaad-soorten, heelblaadjes, moerasandoorn, grote engelwortel, grote kattenstaart en harig wilgenroosje. Verschillende soorten bloemen en een lange bloeihoogte zijn van belang voor bestuivers. Wanneer de wilgen verder uitgroeien zullen hun bloemen een voedingsbron betekenen voor zweefvliegen en wilde bijen vroeg in het groeiseizoen. Tevens kunnen sommige bestuivers gebruikmaken van holle stengels van oeverplanten (bv. riet, engelwortel) als voortplanting- en overwinteringsplaats. Samen met kruidenrijke dijkvegetaties kunnen bloemrijke oevers zorgen voor gunstige omstandigheden voor bestuivers en zo bijdragen aan de verplichtingen en acties van het Vlaams actieplan voor wilde bestuivers. Ook de natuurherstelverordening voorziet in de verplichting om de daling van het aantal bestuivers om te keren en een stijgende trend van de bestuiverpopulaties te bewerkstelligen tot een bevredigend niveau (artikel 10).

Wanneer de plasbermen open water bevatten kunnen watervegetaties tot ontwikkeling komen, met als typische soorten witte waterlelie, gele plomp, kikkerbeet, fonteinkruid spp., puntkroos, watergentiaan, zannichellia, waterviolier, grof hoornblad of aarvederkruid. In het mei en juni 2024 werden volgende waterplanten waargenomen in de nieuw ingerichte plasbermen: gekroesd fonteinkruid, schedefonteinkruid en zannichellia. Op de bladeren van de waterplanten was er snel slibafzetting waarneembaar. In augustus waren de meeste waterplanten reeds afgestorven. Sediment dat in suspensie komt in de plasbermen na scheepvaartpassage is geobserveerd door Vercruysse *et al.* (2025).

De aanwezigheid van bomen en struiken op de oevers is ecologisch zeer waardevol, maar houdt veiligheidsrisico's in voor de scheepvaart. Overhangende of drijvende takken kunnen de scheepvaart hinderen, bomen en struiken kunnen een dijk gevoeliger maken voor erosie en kunnen de oever- en dijksinspectie hinderen. Omgevallen bomen kunnen een ontgrondingskuil veroorzaken die de stabiliteit van de dijk in het gedrang brengt. Om de ecologische en economische functie (scheepvaart) met elkaar te verzoenen is het raadzaam om langs oevers van waterwegen hakhoutbeheer toe te passen bij de houtachtige vegetatie³.

In het natuurbeheerplan wordt voorgesteld om hakhoutbeheer te doen met een 8-jarige cyclus. In de code van goede natuurpraktijk waterlopen⁴ wordt een cyclus van 4 jaar voor wilg en 8 jaar voor andere bomen voorgesteld.

Het hakhoutbeheer wordt best gefaseerd in tijd maar ook in ruimte. Houtige vegetatie wordt alternerend afgezet, zodat beide zijden van de waterweg nooit op eenzelfde ogenblik in hakhout worden gezet. Bovendien wordt een houtkant niet volledig in één keer afgezet, maar wordt deze onderverdeeld in trajecten van maximaal 200 m lang (Vandevoorde *et al.*, 2024; Adriaens & Claus, 2025).

Grote waternavel is gevonden in zes van de acht opnames, in lage bedekkingen. Ook buiten de opnames groeit grote waternavel op tal van plaatsen langs de ingerichte oevers. Grote waternavel is een prioritaire plantenexoot (Steen *et al.*, 2024). Een gestructureerde en integrale aanpak op maat van de soort is wenselijk. Langs de Moervaart zijn er positieve resultaten in de bestrijding van grote waternavel.

Zwart tandzaad is in zeven van de acht opnames gevonden. Ook buiten de opnames groeit de soort verspreid langs de ingerichte oevers. Bleek cypergras is één keer gevonden in de opnames en één keer buiten de opnames. Zwart tandzaad en bleek cypergras zijn exoten en voldoen aan de criteria van invasiviteit en schadelijkheid maar zijn minder urgent naar impact op de activiteiten van DVW. Hierdoor staan de soorten opgelijst in de zogenaamde B-lijst van Steen *et al.* (2024). Er kan echter wel een ecologische impact zijn wanneer de soorten aanzienlijke bedekkingen zouden innemen.

³ <https://www.vlaamsewaterweg.be/nl/omgeving/natuur-langs-het-water/bermbeheer/hakhoutbeheer>

⁴ <https://www.integraalwaterbeleid.be/nl/publicaties/documenten/code-van-goede-natuurpraktijk-voor-waterlopen>

4 VLEERMUIZEN

Joris Evergert

Om de nieuwe plasbermen te kunnen aanleggen, moesten de meeste bomen en struiken langs de oever worden geveld. Zeker op de hogere dijkgedeeltes komen die bomen en struiken weer terug door natuurlijke groei en nieuwe aanplant (natuurbeheerplan Leie; zie D'Haese, 2023). Vleermuizen gebruiken bomenrijen en struiken vaak als lijnstructuren voor navigatie en als beschutting tegen wind en predatoren. Daarnaast kunnen ze hier vaak meer insecten vinden door die beschutting en/of het type boomsoorten. Nieuwe plasbermen kunnen echter ook een positief effect hebben op vleermuizen, bijvoorbeeld omdat muggen zich in de rustige plasbermen massaal kunnen ontwikkelen of omdat kruidenrijke pioniervegetatie op de dijken na de inrichtingswerken vaak interessant zijn voor bepaalde insecten.

Hoewel de houtige vegetatie hogerop de dijken nog niet hersteld was in 2024 (zie ook verder in aanbevelingen), is monitoring van de vleermuisactiviteit in dat jaar toch al nuttig.

Concreet behandelen we volgende onderzoeksvragen:

- Wat is algemeen gezien het belang van de Leie(dijken) als foerageergebied en/of trekroute voor vleermuizen, ook in vergelijking met de situatie voor de werken in 2018?
- Zijn er in 2024 al verschillen in vleermuisactiviteit tussen zones waar al dan niet inrichtingswerken voor nieuwe plasbermen zijn uitgevoerd.

4.1 MATERIAAL EN METHODE

Naar analogie met de vroegere inventarisaties langs de Leie (Van Kerckvoorde *et al.* (2020, 2023, 2024) werd van eind april tot midden oktober 2024 de activiteit van vleermuizen onderzocht langs het pand 140 door middel van actieve punt-transect-avondmetingen en passieve metingen met vier automatische batdetectors die continu tijdens volledige nachten de overvliegende vleermuizen registreerden. Zowel bij de actieve als passieve metingen op vaste punten, werd het aantal detecties van vleermuizen (in de betekenis van het aantal passages) geregistreerd. Het aantal passages geeft een relatieve indicatie voor vleermuisactiviteit, dus de mate waarin vleermuizen het landschap gebruiken. Het aantal passages zegt niet automatisch iets over het gebruik als vliegroute of foerageergebied. Onderzoekers die op basis van het type echolocatie onderscheid maakten tussen een passage en vangstpoging, vonden wel een sterke correlatie tussen het aantal passages en vangstpogingen (Walsh & Harris, 1996; Russo & Jones, 2003; Kusch *et al.*, 2004). De vleermuisactiviteit geeft dus ook informatie over de mate van foerageren.

De inrichtingswerken waren in 2024 al in ongeveer de helft van het pand 140 uitgevoerd. Voor een vergelijking van de toestand voor de inrichtingswerken (T0 in 2018, zie in Van Kerckvoorde *et al.*, 2020) konden de meetpunten bij de inventarisatie in 2024 dan ook in een 50/50% verhouding gesplitst worden tussen punten waar al dan niet reeds werken waren uitgevoerd, zowel voor de actieve punt-transect-metingen als de passieve metingen met automatische batdetectors. Hiermee kon een methodologisch sterke BACI (Before-After-Control-Impact) studie uitgevoerd worden. Het aantal punten en avonden voor de actieve punt-transect-metingen waren in 2024 wel iets beperkter dan in 2018 (zie verder), enerzijds om een 50/50% verhouding te kunnen behouden tussen punten met/zonder inrichting en anderzijds ook meer naar analogie met Kerckvoorde *et al.* (2023 & 2024) waarbij op een iets kleiner aantal meetpunten werd geteld, zowel de linkeroever als rechteroever op dezelfde avond.

4.1.1 Actieve punt-transect-avondmetingen met mobiele batdetector

Met een Anabat Walkabout (Titley Scientific, Foto 16) mobiele batdetector werden op 6 avonden (2 avonden per seizoen in lente-zomer-najaar), met gunstig inventarisatie-weer (weinig wind, geen regen, temperatuur van meer dan 10°C) vanaf 45 min tot 3-4 uur na zonsondergang de passages van vleermuizen geregistreerd (Tabel 13). Hierbij werden per avond steeds beide kanten van de Leie onderzocht (L= linkeroever, R= rechteroever). Dit gebeurde door het pand (ca. 8 km aan elke oever) met elektrische fiets aan ca. 20 km/u af te rijden langs het jaagpad naast de Leie. Een kort gedeelte van het jaagpad op de zuidelijke rechteroever ligt verder van de waterkant waardoor dit zoals in 2018 niet is meegenomen (zie Figuur 72). Voor de meeste van deze losse transectwaarnemingen is een opgenomen geluidsbestand beschikbaar. Bij twijfel of een nieuwe detectie een ander individu betrof, werd er slechts een nieuwe waarneming geregistreerd als deze op meer dan 100 m van de andere waarneming gedetecteerd was.

Bijkomend werd tijdens deze transect-metingen aan zowel de linkeroever als rechteroever van de Leie op 6 vaste punten gedurende 10 min het aantal vleermuispassages per soort geregistreerd, eerst 5 min langs het jaagpad (sub-meetpunt 'jaagpad') en meteen daarna 5 min langs de waterkant (sub-meetpunt 'waterkant'). De detectie van sociale geluiden, wat mogelijk kan wijzen op de aanwezigheid van verzamelplaatsen in de buurt, werd ook vastgelegd. Als extra hulpmiddel om o.a. het aantal vleermuizen beter in te schatten, werd ook regelmatig een warmtebeeldkijker Pulsar Accolade XP-50 PRO gebruikt (Foto 16).

Tabel 13. Punt-transect-avondmetingen langs pand 140 in 2024. De data zijn telkens deze van de start van de avondmeting, in het voorjaar en de zomer werd tot na middernacht geteld.

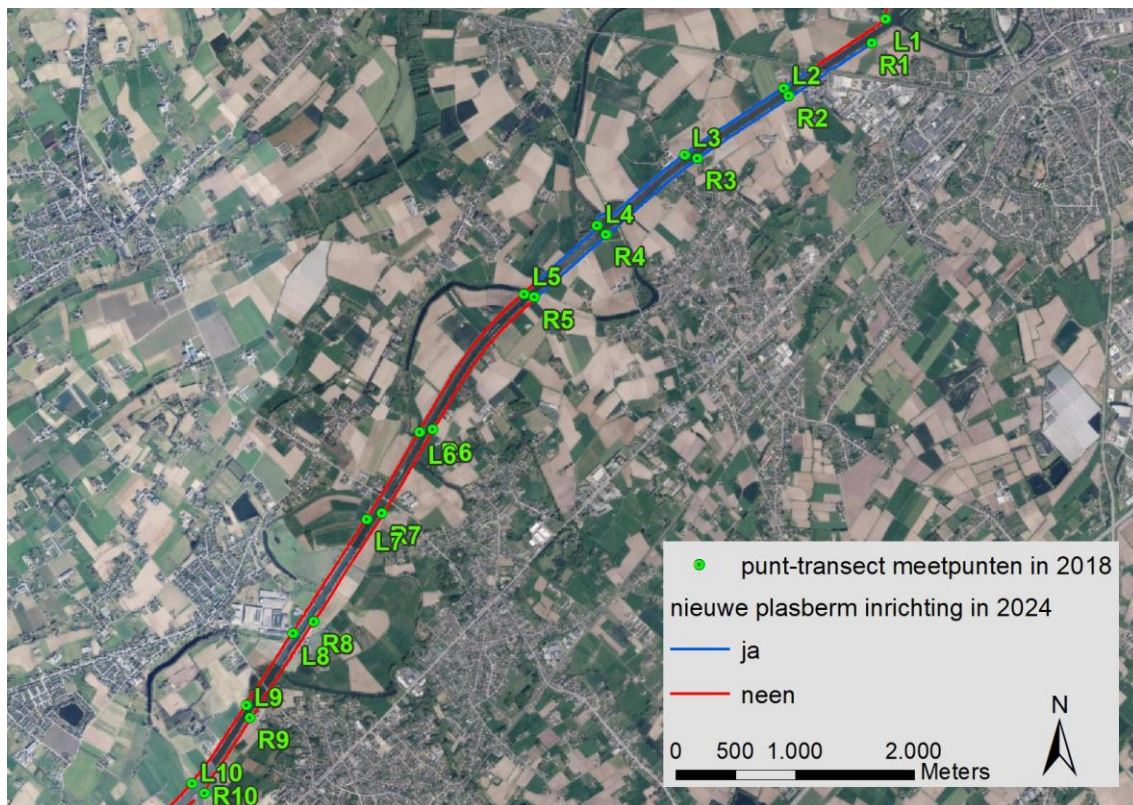
	voorjaar		zomer		najaar	
punt-transect-avondmetingen	29-30 april	20-21 mei	17-18 juli	11-12 aug	15 sept	6 okt

De 6 vaste meetpunten in 2024 (telkens zowel langs jaagpad als waterkant) werden gekozen uit de 10 meetpunten die in 2018 waren gebruikt. De punten werden toen geselecteerd na desktopanalyse en verkennend terreinbezoek, op basis van toegankelijkheid en veiligheid langs het water). Om een 50/50% verdeling te verkrijgen tussen punten waar wel of niet nieuwe plasbermen werden ingericht, waren 3 + 3 punten per oever mogelijk in 2024 (Figuur 66 en Figuur 67). Details van de meetpunten zijn als GIS-bestanden beschikbaar in de digitale bijlage. De startlocatie van de actieve punt-transect-avondmetingen werd afgewisseld tussen de linkeroever of rechteroever om een mogelijk effect van de tijd na zonsondergang zoveel mogelijk te vermijden.

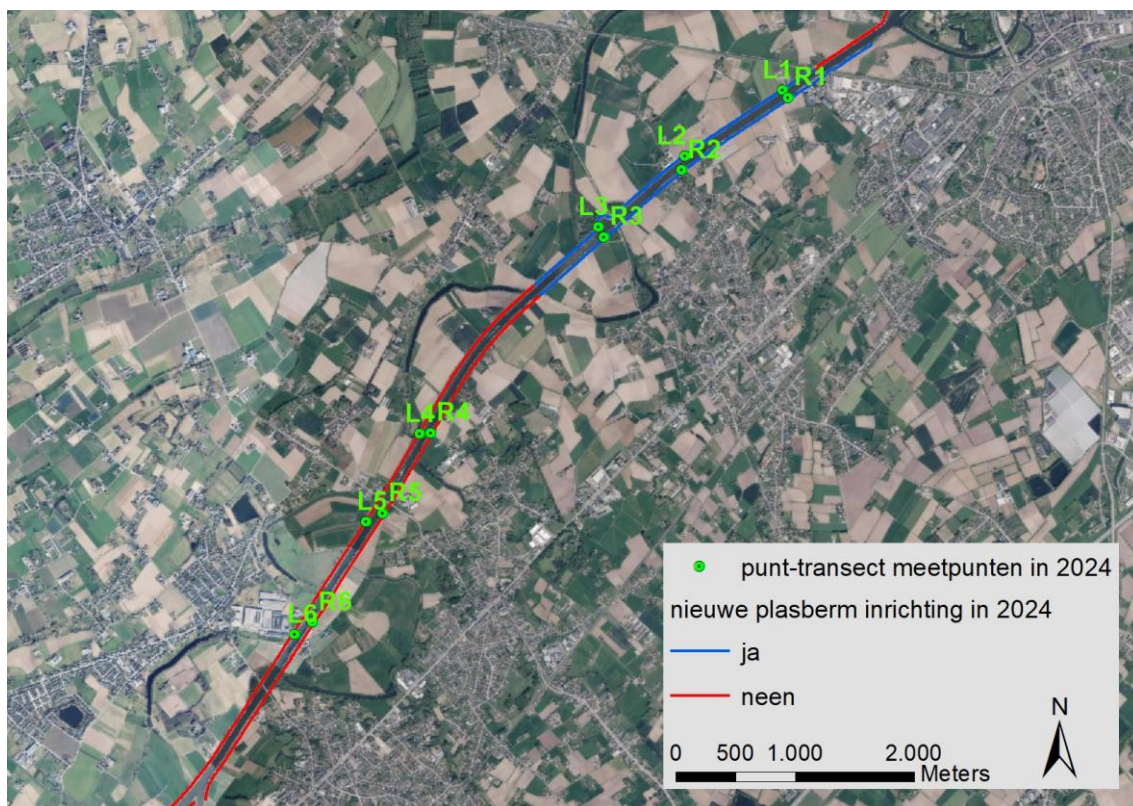
Tijdens de punt-transect-avondmetingen kon voor de meeste waarnemingen al ten velde de soort worden bepaald. Bij twijfel gebeurde de soortdeterminatie nadien op basis van een analyse van de WAV geluidsopname met het programma Batsound (Pettersson Elektronik).



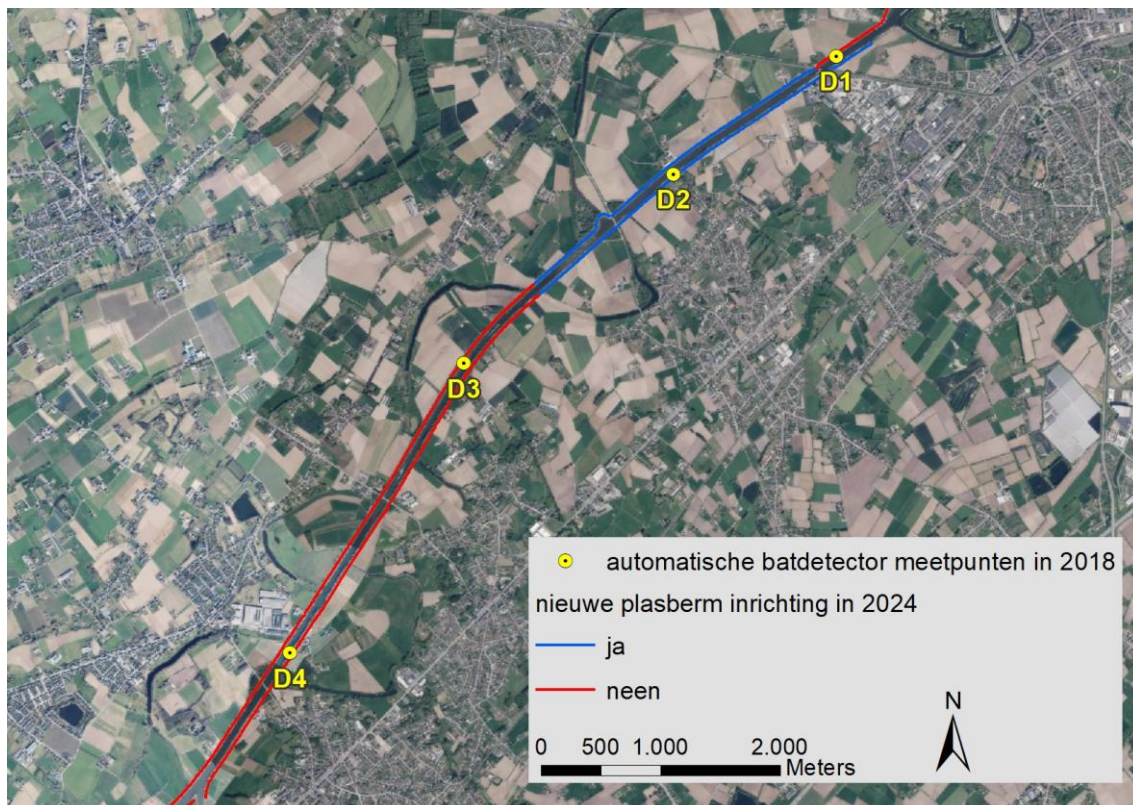
Foto 16. Anabat Walkabout batdetector en Pulsar Accolade 2 LRF XP50 PRO warmtebeeldkijker.



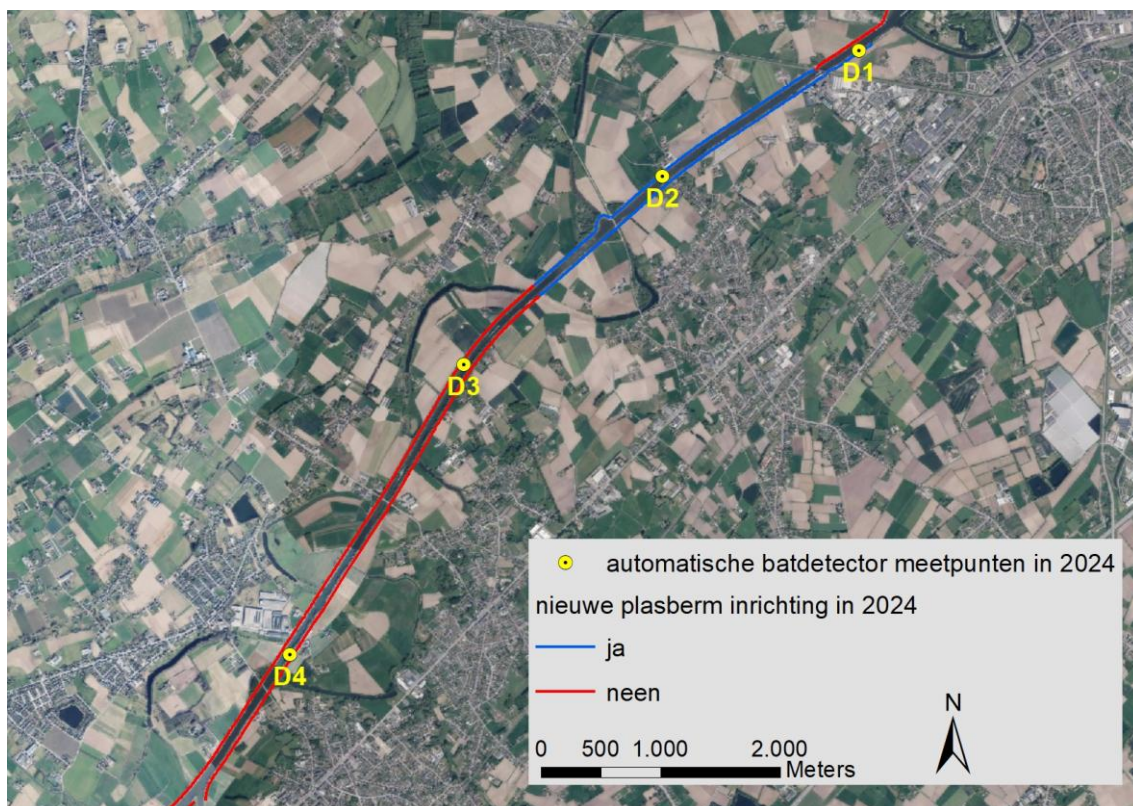
Figuur 66. Punt-transect-meetpunten in 2018 (zonder opsplitsing sub-punten 'jaagpad' en 'waterkant').



Figuur 67. Punt-transect-meetpunten in 2024 (zonder opsplitsing sub-punten 'jaagpad' en 'waterkant').



Figuur 68. Automatische batdetector meetpunten in 2018 (1 & 3 op linkeroever, 2 & 4 op rechteroever).



Figuur 69. Automatische batdetector meetpunten in 2024 (2 & 3 op linkeroever, 1 & 4 op rechteroever).

Er werd gewerkt met het ‘aantal detecties’. De detector maakt namelijk een geluidsopname per vleermuispassage bestaande uit een reeks geluidspulsen met een maximale tussentijd van 500 milliseconden. Voor elke detectie (vleermuispassage) is een opgenomen WAV geluidsopname beschikbaar. De opnames kunnen echter ook andere dan vleermuis signalen bevatten, vooral in de zomer en najaar omwille van de ook vaak ultrasone geluiden van sprinkhanen.

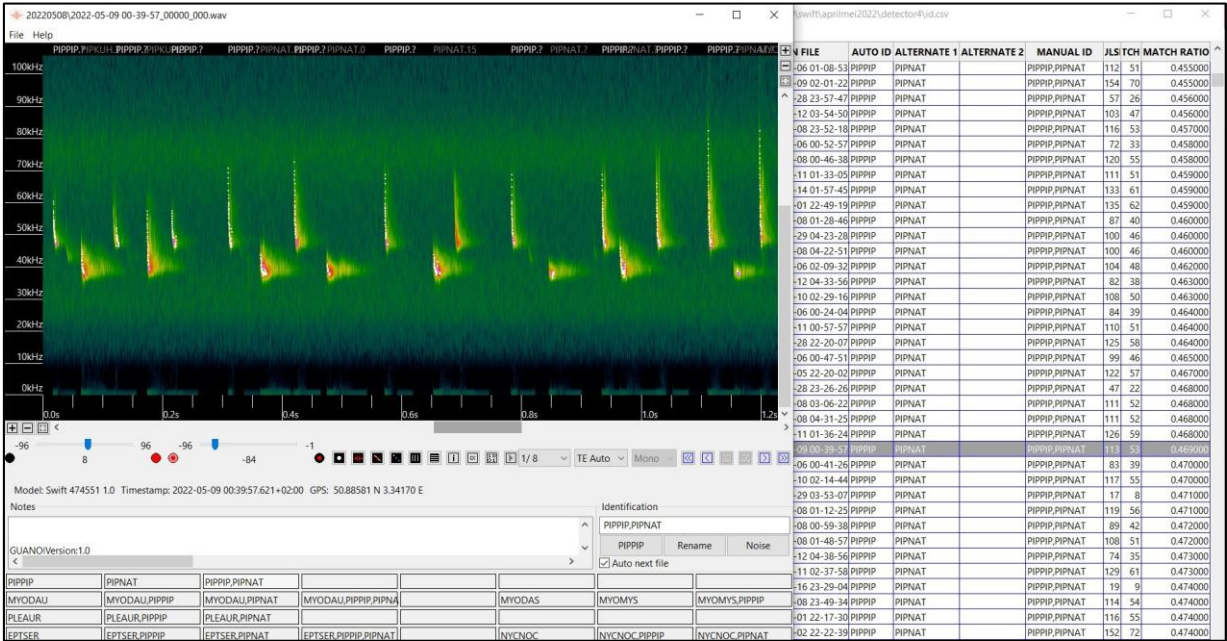
Alle geluidsopnames zijn verwerkt in het programma Kaleidoscope Pro (Wildlife Acoustics Inc.). Deze software geeft via de ingebouwde 'auto-ID classifiser Bats of Europe' (versie 5.7.0) per opname in het 'auto-ID' veld van een resultaatentabel automatisch aan of het om 'noise' gaat (= een valse opname zonder vleermuissignalen of met vleermuissignalen die te zwak zijn om door de software te worden herkend), een ongedetermineerde soort (als 'no ID') of de gedetermineerde soort (met vermelding van zekerheidsgraad).

De automatische ID's voor een geluidsopname worden in Kaleidoscope Pro bepaald op basis van ID's per individuele geluidspuls. Naast het 'auto-ID' veld, zijn er in de resultatentabel ook twee velden ('alternate 1' en 'alternate 2') met mogelijk alternatieve soorten, waarin eventueel nog andere soorten automatisch al zijn vermeld. Dit kan wijzen op de aanwezigheid van geluidspulsen van meerdere soorten in de opname, of dat er voor de automatische determinatie twijfel is met een andere soort. Verder zijn er in de Kaleidoscope Pro resultatentabel ook o.a. nog de velden 'pulses', 'matching' en 'match ratio', die betrekking hebben op resp. het totaal aantal automatisch geïdentificeerde pulsen (van zowel de 'auto-ID' als eventuele 'alternate' soorten), het aantal pulsen die een overeenkomst (match) hebben met de 'auto-ID' soort, en de verhouding tussen de twee (match ratio). Als deze 'match ratio' score relatief laag is, bv. < 0.90 , dan is de kans groot dat er naast de 'auto-ID' soort, effectief nog een andere soort zichtbaar is in de opname, zelfs als er op automatische wijze geen extra soorten zijn vermeld in de 'alternate' velden. Dit laatste is ook belangrijk bij de methode van de manuele controle (zie verder).

Voor soorten zoals gewone en ruige dwergvleermuis, grootoor, laatvlieger en rosse vleermuis is de betrouwbaarheid van de Kaleidoscope Pro software doorgaans zeer hoog tot voldoende. Voor andere soorten, vooral binnen de Myotis groep (bv. baardvleermuis) maakt de software nog relatief veel fouten. Verder kan het automatisch ID systeem ook nog niet voldoende de aanwezigheid van meerdere soorten in dezelfde opname goed herkennen. De 'match ratio' score (zie boven) is daarvoor een goed extra hulpmiddel.

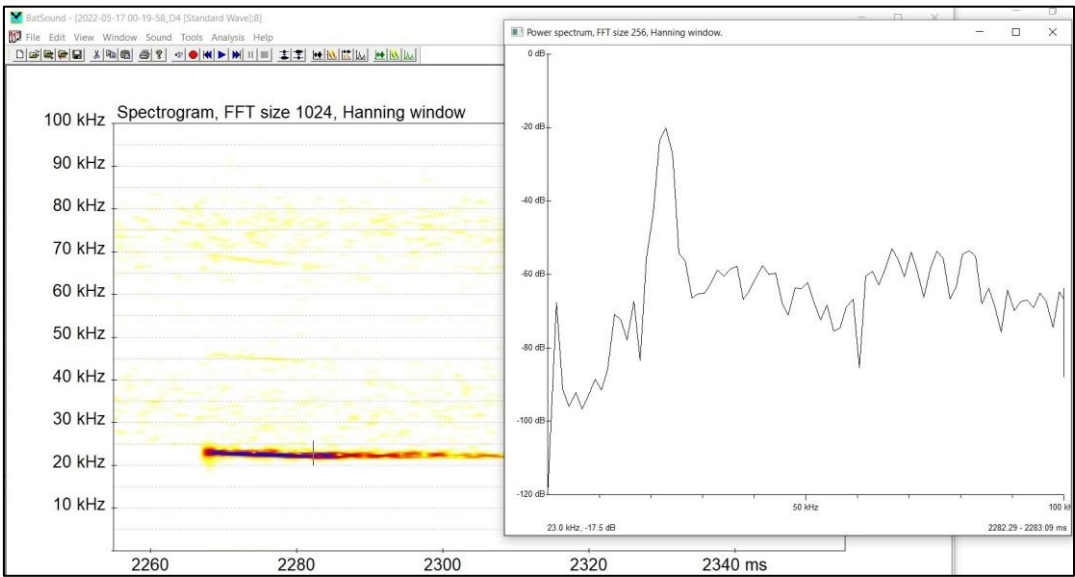
Er moet dus steeds voor een aanzienlijk deel van de opnames een manuele controle gebeuren. Tijdens zo'n manuele controle, kan men per opname in het veld 'manual ID' een eigen determinatie opgeven van één of meerdere soorten (Figuur 70). Dit is mogelijk via een tab-toetsensysteem (onderaan links in Figuur 70) om tijdens de manuele controle de afkorting van de betreffende soort in het 'manual-ID' veld te zetten. Met zelf gemaakte tabs kunnen op die manier ook gemakkelijk codes worden gegeven als meerdere soorten in één opname zitten. De code "PIPIIP,PIP NAT" geeft bijvoorbeeld aan dat in de betreffende opname zowel gewone als ruige dwergvleermuis zichtbaar is. In het 'manual-ID' veld kan dit via het kommateken voor verwerking nadien gemakkelijk gesplitst worden. Het stappenplan voor de manuele controle van de opnames is als volgt. De opnames waarbij de software enkel de gewone of ruige dwergvleermuis aangaf in het 'auto-ID' veld, zonder een tweede of derde 'alternate 1 of 2' soort) werden niet manueel gecontroleerd, behalve bij een score van minder dan 0.90 in het 'match-ratio' veld (zie ook boven). Andere opnames werden in elk geval manueel gecontroleerd (incl. 'no-ID'), behalve deze die als 'noise' werden aangegeven in de 'auto-ID'. Hoewel er ook in de 'noise' opnames af en toe vleermuis signalen zitten, betreffen dit dan steeds zeer zwakke signalen (op relatief grote afstand van de detector). Vooral in de zomer en het najaar was het aantal 'noise' opnames te groot om manueel te bekijken.

De informatie in de (deels) manueel nagekeken resultatentabel van de Kaleidoscope software, werd uiteindelijk als csv-bestand geïmporteerd in Microsoft Excel waarna een verdere definitieve verwerking volgde, o.a. om de opnames met meerdere soorten op te splitsen.



Figuur 70. Manuele controle en verwerking in het programma Kaleidoscope Pro. Voorbeeld van een opname met zowel gewone dwergvleermuis (PIPIPP, reeds automatisch in 'auto-ID' veld) als ruige dwergvleermuis (PIPNAT, reeds als tweede soort automatisch in 'alternate 1' veld).

Voor (potentieel) zeldzame soorten zoals meervleermuis en bosvleermuis, is voor de manuele controle aanvullend ook een gedetailleerde analyse van de pulsen per geluidsoptname uitgevoerd. Hiervoor werd het programma BatSound (Pettersson Elektronik, versie 4.4) gebruikt omdat dit programma de individuele pulsen visueel zeer goed kan weergeven om ook detailmetingen te doen (Figuur 71).



Figuur 71. Detailanalyse in het programma Batsound, hier met een opname van bosvleermuis, met ook het gebruik van de Power Spectrum functie.

GLMM modelanalyse in detail

Specifiek voor de actieve punt-transect-avondmetingen (6 avonden 2024, 9 in 2018) waren er voor de vergelijking van het aantal detecties (hier gekend per 5-minuten punttelling) tussen meetpunten aan plasberminrichting 12 vaste telpunten (6 per oever: linkeroever of rechteroever) aan zowel het jaagpad als de waterkant, 50% met plasberminrichting in 2024 ('ja') en 50% zonder ('neen'). Hoewel het niet om een zeer groot aantal telpunten gaat, kon voor de GLMM analyse een 'ja' en 'neen' groep gemaakt worden voor 'plasberm', in vergelijking met het jaar. De analyse is wel apart uitgevoerd voor de 'waterkant' en 'jaagpad' telpunten. De R code van de GLMM analyse is hieronder weergegeven.

```
glmmTMB(detecties ~ jaar * plasberm + (1 | puntcode) + (1 | avond),
  data = df_test, family = nbinom2())
```

De BACI interactieterm hieruit is 'jaar2024:plasbermj'. Dit is de klassieke BACI indicator: het extra effect van het 'jaar 2024' dat alleen optreedt op de punten met een nieuwe 'plasberm'. Er is hierbij gebruikgemaakt van een dubbele random factor (random variabelen 'puntcode' en 'avond') om te corrigeren voor zowel de ruimtelijke variatie tussen de meetpunten als de temporele variatie tussen de verschillende telavonden. Er is geen rekening gehouden met het verschil tussen linkeroever en rechtoever telpunten. In het BACI ontwerp is de invloed van de oever al uitgemiddeld in de BACI vergelijking. Eventuele verschillen tussen de rechter- en linkeroever worden in beide BACI groepen al gelijkmatig meegenomen.

Specifiek voor de passieve automatische batdetector metingen met een zeer groot aantal nachten, waren er voor de vergelijking van het aantal detecties (hier gerekend per nacht) slechts 2+2 detector meetpunt locaties (D1, D2 aan nieuwe plasberminrichting in 2024, D3, D4 zonder plasberminrichting). Hierdoor konden deze detectorlocaties voor de GLMM analyse niet gegroepeerd worden zoals bij de actieve punt-transect-avondmetingen via de 'plasberm' code. In de GLMM figuren zijn dan ook de resultaten voor de vier meetpunt locaties individueel weergegeven ten opzichte van het jaar. Als random variabele werd 'NACHT' (= verschillende meetnachten) meegenomen. De R code van de GLMM analyse staat hieronder.

```
glmmTMB(aantal_detecties ~ 0 + LOCATIE + JAAR : LOCATIE + (1 | NACHT),
data = df_test, family = nbinom2())
```

De BACI interactieterm hieruit is 'JAAR2024:LOCATIE'. Omdat we '0 + LOCATIE' gebruiken (het model zonder intercept), berekent R voor elke locatie apart de baseline (2018) en via de interactie de specifieke verandering naar 2024 per locatie. Door '0 + LOCATIE + JAAR:LOCATIE' te schrijven, dwongen we het model om voor elke unieke automatische detectorlocatie een aparte startwaarde en een aparte groeivoet te berekenen. Het is een GLMM waarbij de interactie tussen 'JAAR' en 'LOCATIE' de verandering per detector meet, gecorrigeerd voor de temporele variatie tussen het groot aantal meetnachten via een *random intercept* (random variabele 'NACHT').

Gezien de complexiteit van verschillende combinaties door de vier verschillende automatische detector meetlocaties, werden de resultaten uit de vier ruwe coëfficiënten nadien geaggregeerd per impactzone, in een overkoepelende vergelijking tussen de gemiddelde verandering op de Impact-locaties (D1, D2) versus de Controle-locaties (D3, D4).

4.2 RESULTATEN

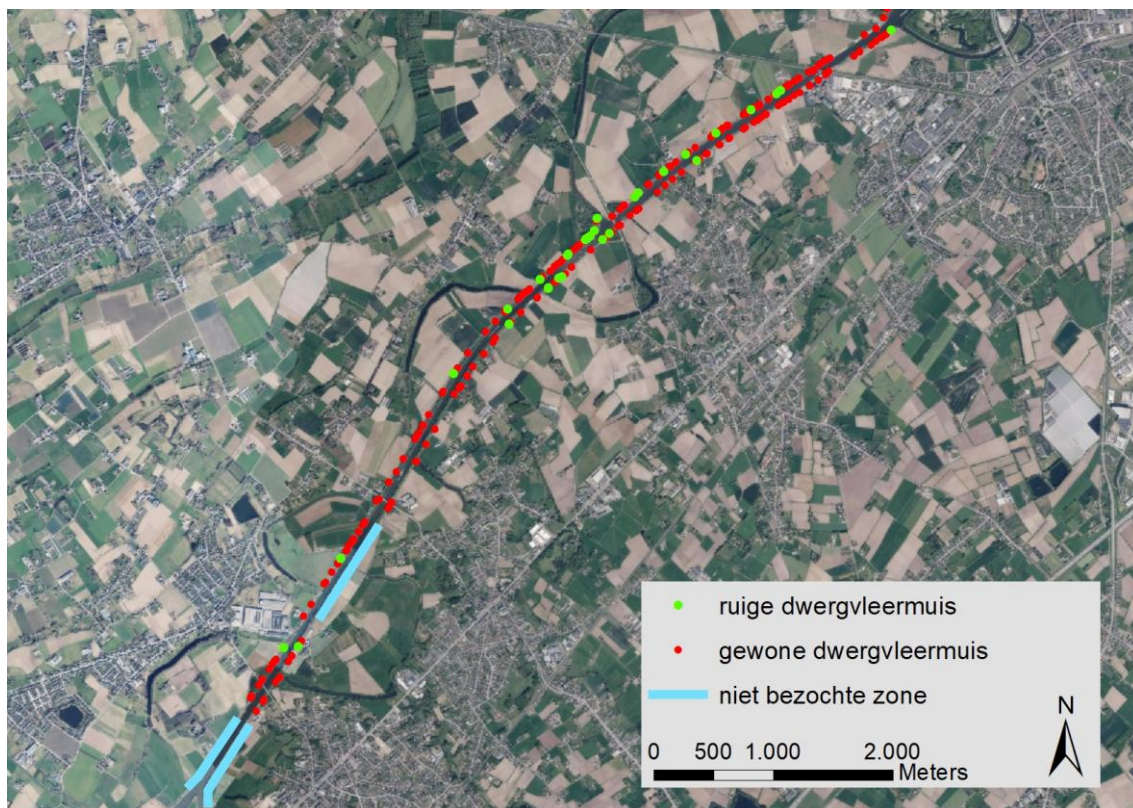
4.2.1 Actieve punt-transect-avondmetingen met mobiele batdetector

4.2.1.1 Losse transect-avondmetingen over het hele traject

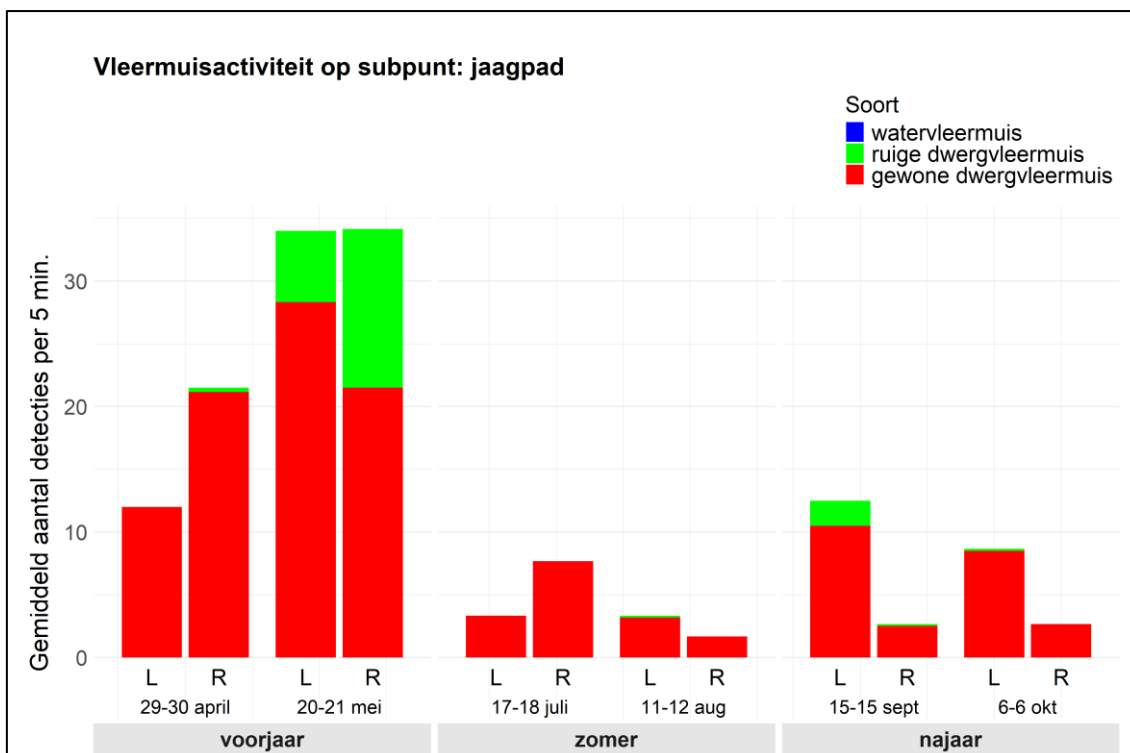
Aangezien de losse transect-waarnemingen werden verricht tijdens het fietsen langs het jaagpad naast de Leie, was de kans op detectie van (laag) over de Leie vliegende vleermuizen relatief klein, behalve voor soorten met lage frequenties zoals rosse vleermuis waarvan het geluid ver genoeg reikt. De losse waarnemingen hadden dus vrijwel allemaal betrekking op vleermuizen die langs het jaagpad naast de Leie vlogen of in de zone tussen de weg en het water waar in het grootste deel van het traject bomen of struiken aanwezig zijn.

Er werden bij de losse waarnemingen zeker 8 soorten vastgesteld, met als meest voorkomende de gewone en ruige dwergvleermuis (Figuur 72). De gewone dwergvleermuis werd tijdens alle seizoenen quasi overal verspreid langs het traject waargenomen. Ook de ruige dwergvleermuis werd in kleinere aantallen op verschillende plaatsen verspreid over het traject gedetecteerd, de overgrote meerderheid daarvan in het voor- en najaar (zie verder). Relatief veel activiteit van ruige dwergvleermuis was er ongeveer centraal in het pand nabij de meetpunten L3 en R3 (linker- en rechteroever) ter hoogte van enkele nieuw ingerichte plasbermen.

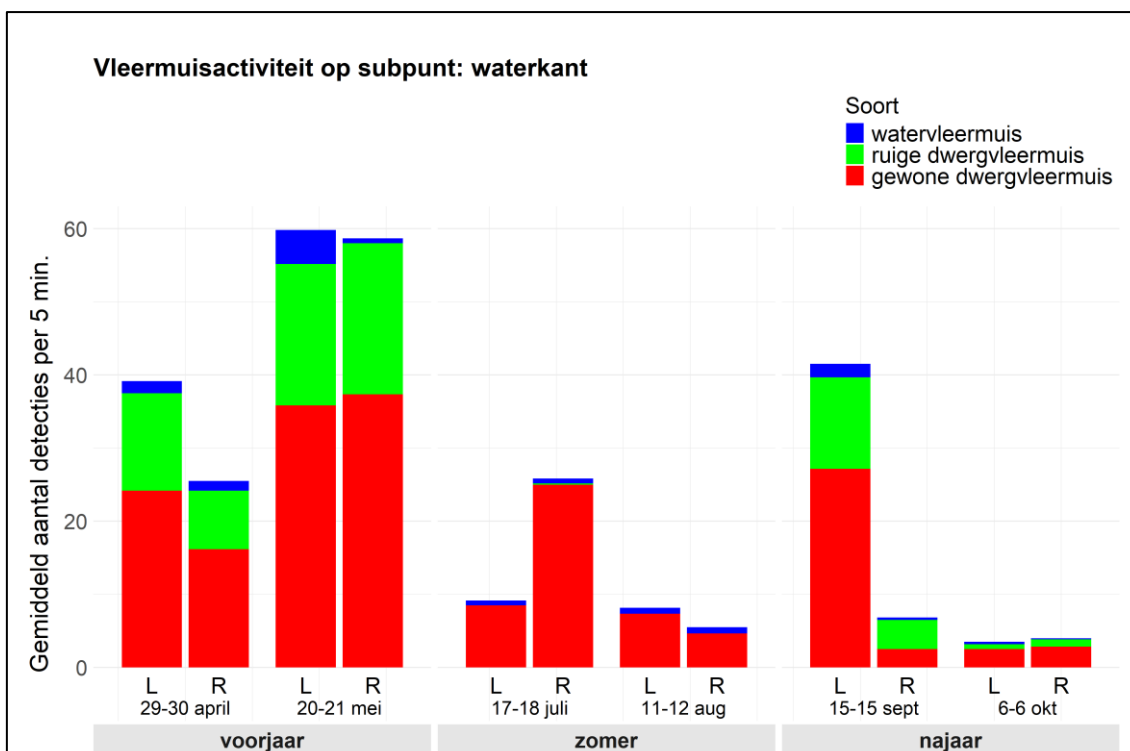
Verder waren er verspreid langs de jaarpaden enkele waarnemingen van watervleermuis, één keer de vrij zeldzame franjestaart, enkele van grootoor (gewone grootoor/grootoor spec.), enkele van laatvlieger en rosse vleermuis, de zeldzame bosvleermuis (1x) en ook mogelijk de zeer zeldzame tweekleurige vleermuis (Figuur 73). Details zijn digitaal beschikbaar.



Figuur 72. Losse transect-waarnemingen van gewone en ruige dwergvleermuis.



Figuur 74. Gemiddeld aantal detecties (= als vleermuispassages) van de meest algemene soorten bij de 6 punt-transect-avondmetingen aan de subpunten langs het jaagpad. Het aantal toont telkens het gemiddelde van de 6 meetpunten per oever (linkeroever = L, rechteroever = R).



Figuur 75. Gemiddeld aantal detecties (= als vleermuispassages) van de meest algemene soorten bij de 6 punt-transect-avondmetingen aan de subpunten langs de waterkant. Het aantal toont telkens het gemiddelde van de 6 meetpunten per oever (linkeroever = L, rechteroever = R).

4.2.1.3 Vergelijking met 2018 en het effect van nieuwe plasbermen in 2024

Een vergelijking van de actieve punt-transect-avondmetingen in 2018 (T0) met de 2024 metingen na inrichting van nieuwe plasbermen in een gedeelte van het pand, is hieronder weergegeven. De detecties bij de actieve losse transect-avondmetingen (zie 4.2.1.1) zijn moeilijk te vergelijken maar tonen op het eerste zicht geen zeer duidelijke verschillen. Het gaat hier dan ook vooral om vleermuizen die langs het jaagpad vliegen.

Voor de vergelijking van de actieve punt-transect-avondmetingen op vaste punten (zie 4.2.1.2) zijn de zones met of zonder in 2024 nieuw ingerichte plasbermen vergeleken voor de meest algemene soorten gewone dwergvleermuis, ruige dwergvleermuis en watervleermuis. Dit werd apart uitgevoerd voor enerzijds de punten langs de waterkant en anderzijds deze langs het jaagpad, telkens voor alle seizoenen samen en per seizoen (lente, zomer, najaar). De algemeen beschrijvende resultaten zijn voor alle seizoenen samen weergegeven in de onderstaande boxplot figuren (Figuur 76 t.e.m. Figuur 79).

Er zijn ook 'Generalized Linear Mixed Model' (GLMM) figuren (Figuur 80 t.e.m. Figuur 83) met de modelvoorspelling op basis van een meer diepgaande statistische analyse met correcties voor random variabelen (Tabel 15, methode, zie 4.1.3). De GLMM figuren geven daarom een beter beeld van het mogelijke effect van de nieuwe plasbermen. De digitale bijlage bevat nog meer figuren per seizoen.

Aan de **jaagpad** meetpunten – dus op grotere afstand van de oever met al dan niet nieuwe plasbermen – werd voor geen enkele soort een significant verschil gevonden (Tabel 15, voorbeeld gewone dwergvleermuis in Figuur 80).

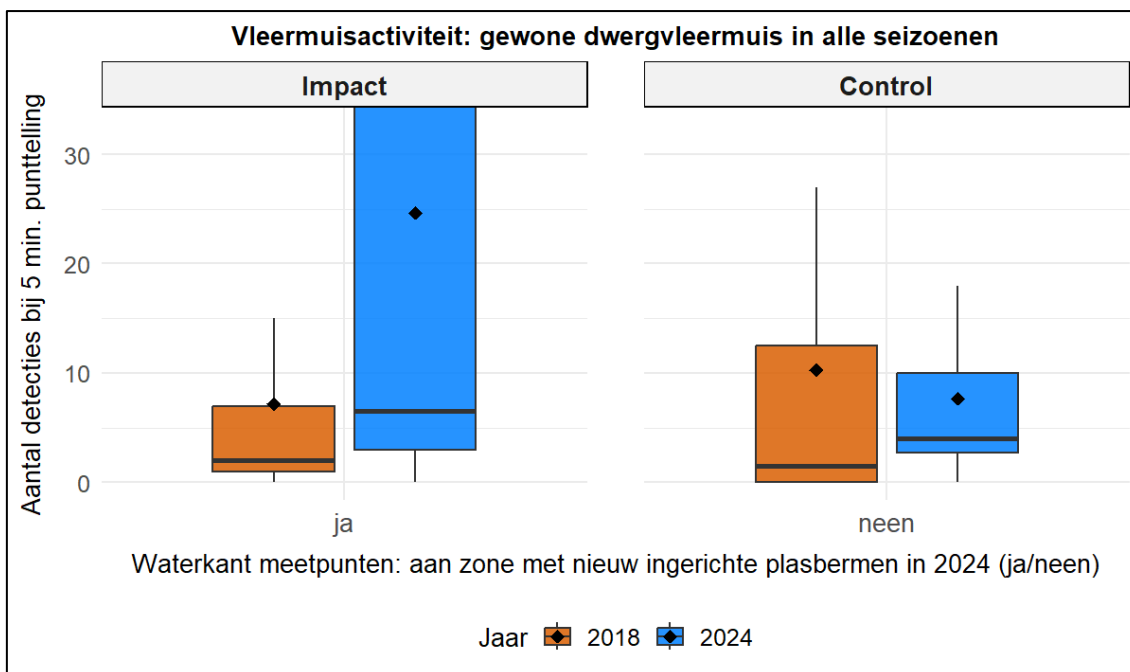
Aan de **waterkant** meetpunten voor alle seizoenen samen, werd bij zowel de gewone als ruige dwergvleermuis in 2024 (in vergelijking met 2018) een significant hogere activiteit vastgesteld langs de nieuw ingerichte plasbermen (Tabel 15, Figuur 81 en Figuur 82).

- Specifiek voor de gewone dwergvleermuis: Enkel in het voorjaar was er een zeer significant ($p < 0,001$) hogere activiteit (7,1x toename), en door het veel hogere aantal detecties in het voorjaar tegenover de zomer en het najaar, toont het resultaat voor alle seizoenen samen ook een significant ($p < 0,01$) hogere activiteit (3,9x toename).
- Specifiek voor de ruige dwergvleermuis: In het voorjaar was er een zeer significant ($p < 0,001$) hogere activiteit (23x toename), in het najaar een matig significant ($p < 0,05$) hogere activiteit (5x toename). Ook voor alle seizoenen samen was er een zeer significant ($p < 0,001$) hogere activiteit (11,1x toename). In de zomer waren er nauwelijks detecties en kon bijgevolg ook geen significant verschil worden gezien.

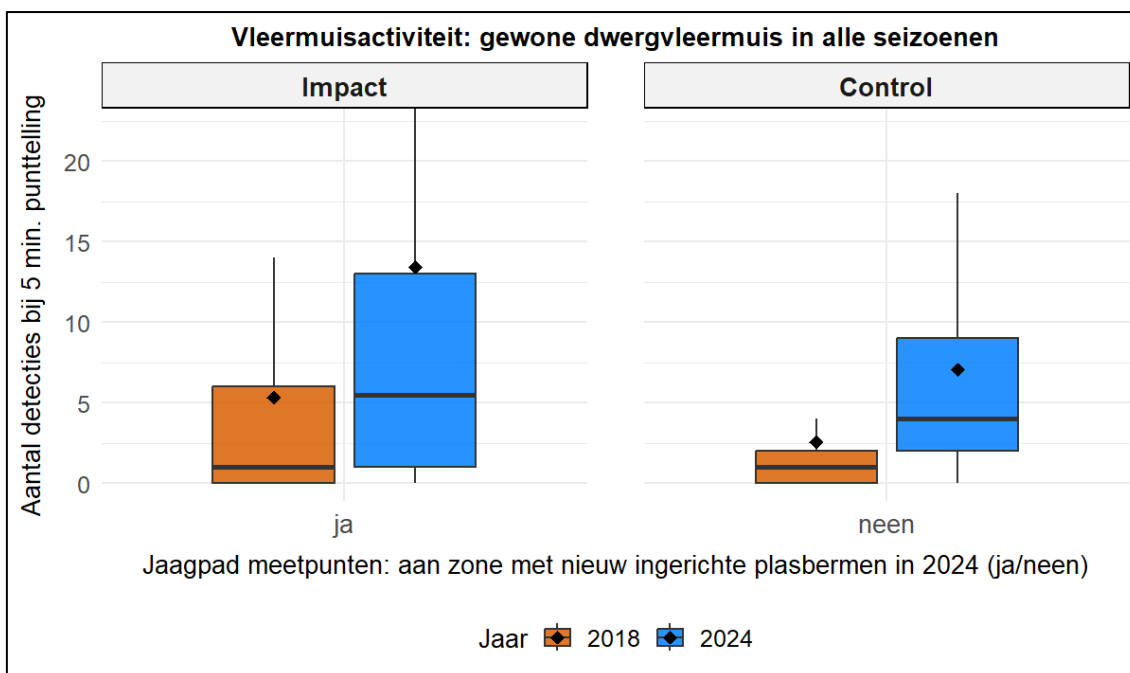
Voor de watervleermuis werd geen significant verschil gevonden aan de waterkant meetpunten (Figuur 83), maar er waren van deze soort relatief weinig detecties tijdens de punt-transect-avondmetingen. Er was wel een opvallende toename van 11,1x in het voorjaar (en daardoor ook nog 3,6x voor alle seizoenen samen) die bijna significant was ($p = \text{resp. } 0,05 \text{ en } 0,06$).

Het positief effect van de nieuwe plasbermen werd tijdens de avondmetingen ook visueel waargenomen met warmtebeeldkijker. Op bepaalde locaties met nieuwe plasbermen, waren toen tot enkele jagende watervleermuizen laag boven het water binnen de nieuwe plasbermen te zien (Foto 18), alsook opvallend grote aantallen in groep foeragerende dwergvleermuizen tot op ongeveer 10 meter hoogte boven de plasbermen (Foto 19)⁵.

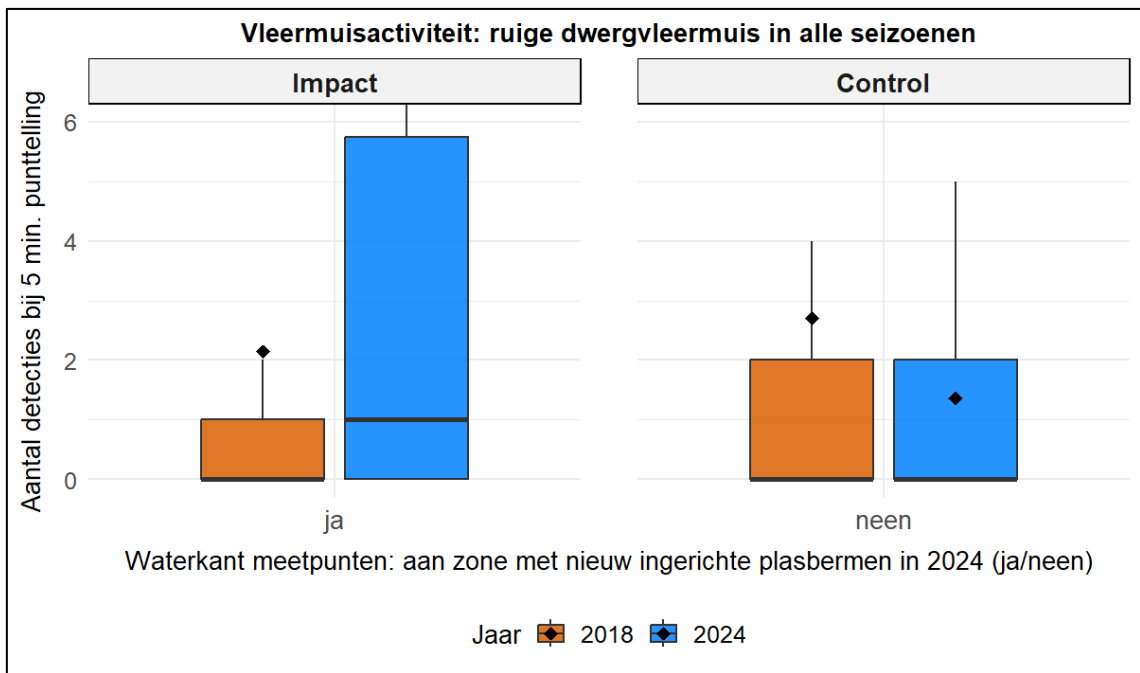
⁵ Video van vleermuizen boven nieuwe plasbermen <https://www.youtube.com/watch?v=h0swYQI4mfw>



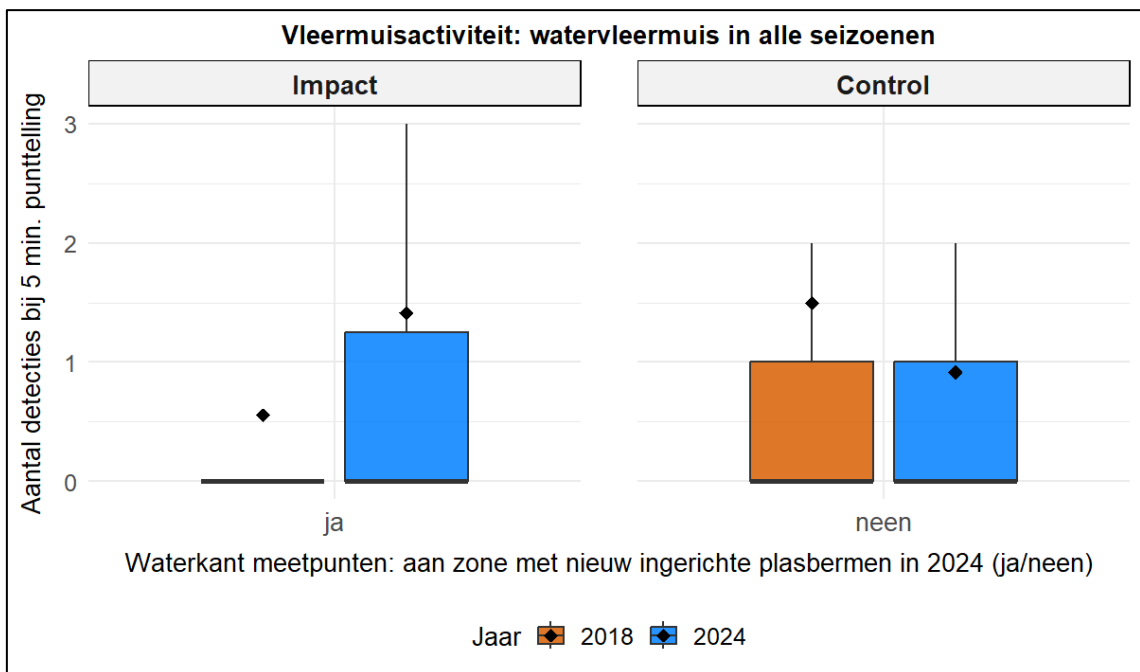
Figuur 76. Boxplots van de gewone dwergvleermuis activiteit, in alle seizoenen, langs de waterkant.



Figuur 77. Boxplots van de gewone dwergvleermuis in alle seizoenen, langs het jaagpad.



Figuur 78. Boxplots van de ruige dwergvleermuis in alle seizoenen (in feite voorjaar en najaar), langs de waterkant.

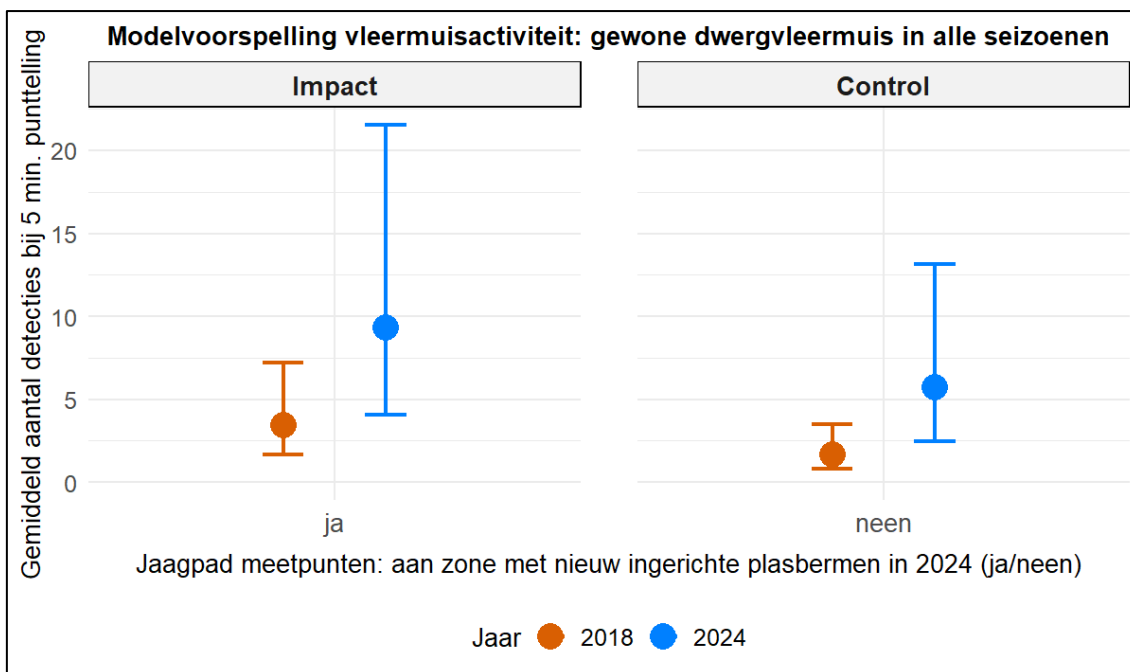


Figuur 79. Boxplots van de watervleermuis in alle seizoenen, langs de waterkant.

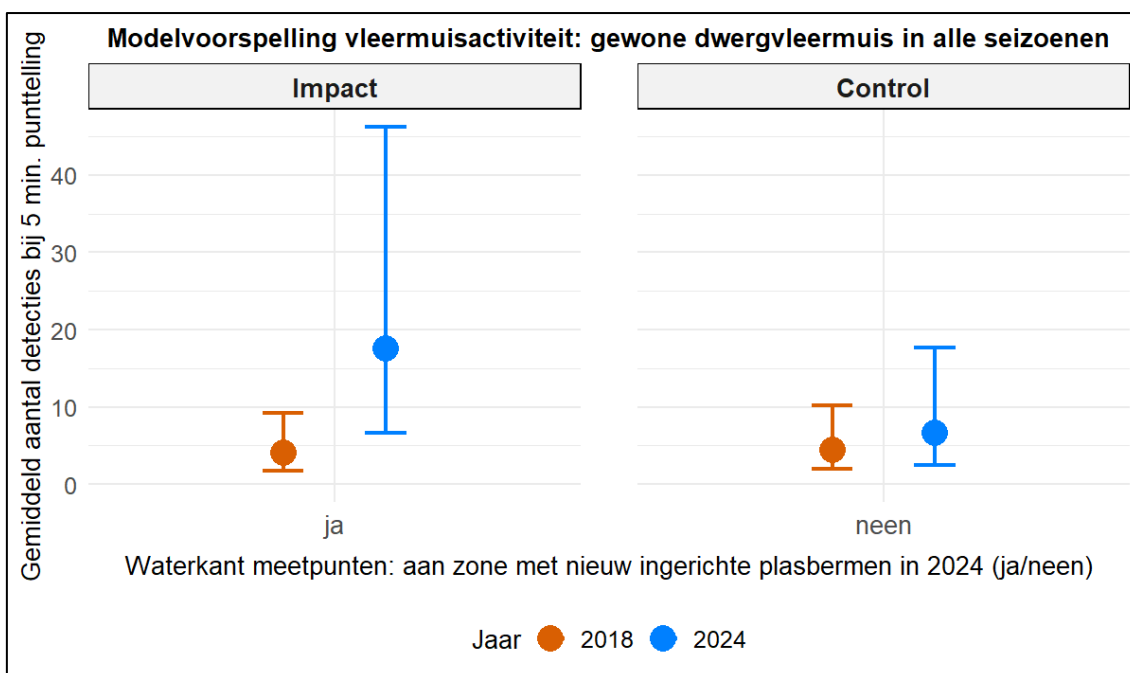
Tabel 15. Resultaat van de GLMM voor de meest voorkomende soorten bij de actieve punt-transect-avondmetingen op vaste punten, voor de BACI term 'jaar2024:plasbermj'. Deze term wijst op het extra effect van het 'jaar 2024' dat alleen optreedt op de punten met een nieuwe 'plasberm'. Random variabelen zijn 'puntcode' (variatie tussen de telpunten) en 'avond' (temporele variatie tussen avondtellingen), meer info, zie 4.1.3.

Subpunt	Soort	Seizoen	IRR ratio ¹	P	Significant BACI effect
waterkant	gewone dwergvleermuis	voorjaar	7,1	0,000569	*** zeer significante toename
		zomer	1,0	0,960428	
		najaar	3,3	0,099106	
		alle_seizoenen	2,9	0,003241	** significante toename
	ruige dwergvleermuis	voorjaar	23,6	0,000033	*** zeer significante toename
		zomer	0,0	NA ²	
		najaar	5,0	0,012342	* matig significante toename
		alle_seizoenen	11,1	0,000005	*** zeer significante toename
	watervleermuis	voorjaar	11,1	0,054822	bijna significante toename
		zomer	6,1	0,197107	
		najaar	1,0	0,990796	
		alle_seizoenen	3,6	0,064435	
jaagpad	gewone dwergvleermuis	voorjaar	1,3	0,591496	
		zomer	0,7	0,545386	
		najaar	0,4	0,160280	
		alle_seizoenen	0,8	0,525759	
	ruige dwergvleermuis	voorjaar	0,0	NA	
		zomer	0,0	NA ²	
		najaar	2,9	0,456759	
		alle_seizoenen	5,4	0,167741	
	watervleermuis	voorjaar	0,0	NA ²	
		zomer	0,1	1,000000 ²	
		najaar	0,1	1,000000 ²	
		alle_seizoenen	0,0	0,999993 ²	

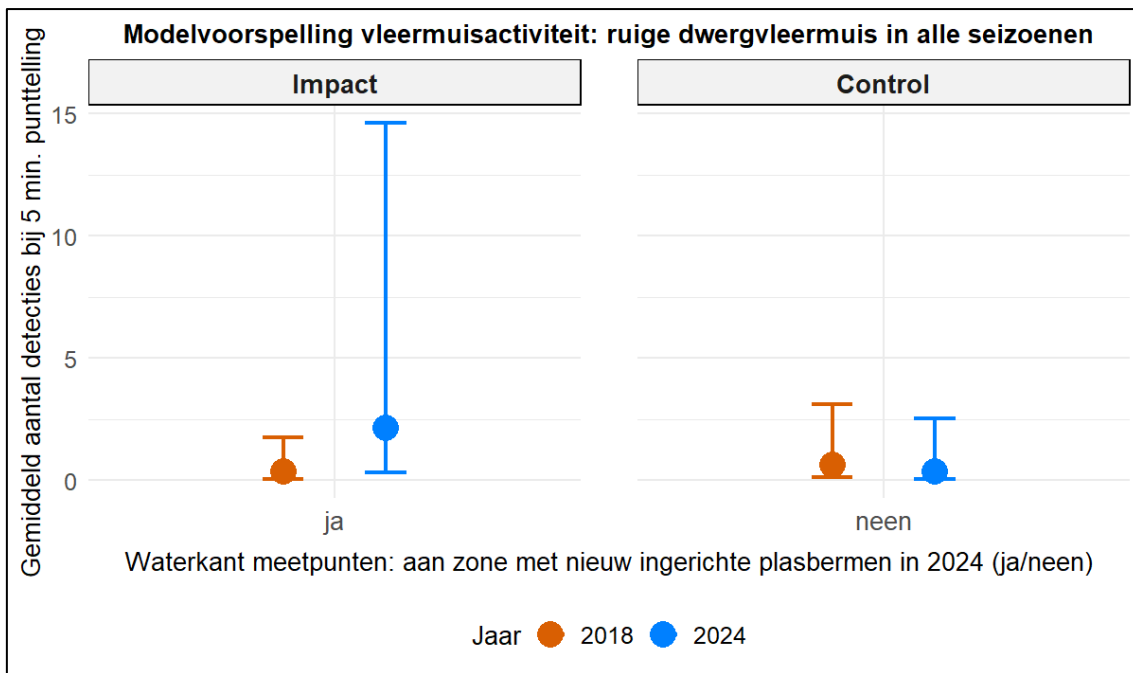
- (1) Het IRR ratio (Incidentieratio) geeft een waarde van de verandering waarbij een waarde boven 1 een toename aangeeft. De mate van toename zit ook in de IRR waarde. Een IRR ratio van bijvoorbeeld 1,80 toont dat er een 80% toename is (toename met factor 1,80).
- (2) De resultaten van de ruige dwergvleermuis in de zomer, alsook van de watervleermuis langs het jaagpad, zijn niet relevant omwille van geen of nauwelijks detecties tijdens de punt-transect-metingen.



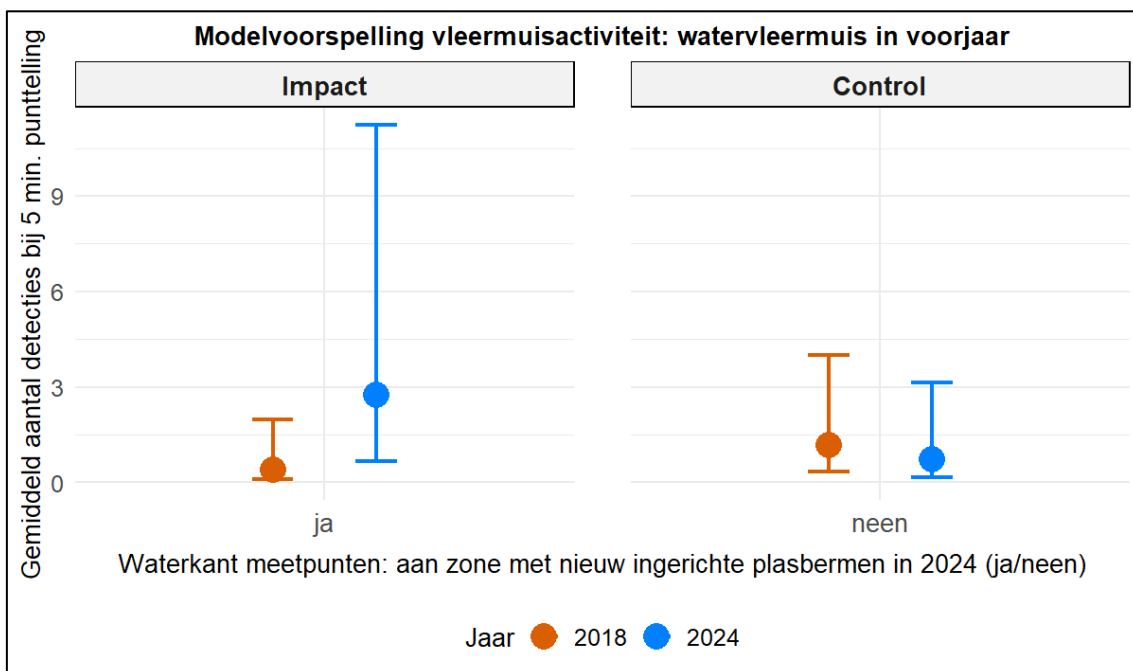
Figuur 80. Modelvoorspelling van de gewone dwergvleermuis in alle seizoenen, langs het jaagpad (BACI analyse: geen significant effect, $p > 0,05$).



Figuur 81. Modelvoorspelling van de gewone dwergvleermuis in alle seizoenen, langs de waterkant (BACI analyse: 2,9x toename, significant, $p < 0,01^{**}$).



Figuur 82. Modelvoorspelling van de ruige dwergvleermuis in alle seizoenen, langs de waterkant (BACI analyse: 11x toename, zeer significant, $p < 0,001^{***}$).



Figuur 83. Modelvoorspelling van de watervleermuis in het voorjaar, langs de waterkant (BACI analyse: 11,1x toename, bijna significant, $p = 0,05$).



Foto 18. Watervleermuizen boven nieuwe plasberm (Pulsar warmtebeeldopname).



Foto 19. Dwergvleermuizen boven nieuwe plasberm (Pulsar warmtebeeldopname).

4.2.2 Passieve metingen met automatische batdetectors op vaste punten

4.2.2.1 Algemene resultaten

De vier vaste meetpunten met automatische detectors bevonden zich langs de waterkant van de Leie (zie 4.1.2). In Tabel 16 staat een samenvatting van alle opnames (registraties) inclusief deze die tijdens de verwerking werden geassocieerd als ruisopname zonder of met slechts zwakke vleermuissignalen (= noise). In totaal waren er 358.355 opnames waarvan 215.616 zekere vleermuisopnames. De vele ruisopnames zijn grotendeels te wijten aan het geluid van sprinkhanen tijdens de zomer en het najaar. Er zijn zeker 11 soorten vleermuizen vastgesteld, zonder de tweekleurige vleermuis die 'waarschijnlijk' passeerde (zie verder). Details van de resultaten per meetpunt zijn beschikbaar in de digitale bijlage.

Tabel 16. Aantal detectoropnames (als vleermuispassages/detecties) per soort (of soortgroep in grijze achtergrond) en het aantal ruisopnames met de automatische batdetectors op vier vaste punten langs de waterkant in pand 140 in 2024. De drie cijfers na de vermelding van het totaal aantal nachten zijn het aantal nachten in resp. het voorjaar (eind april-mei), zomer (juli-aug) en najaar (sept-okt). De SD kaarten in detector 2 waren in de zomer door veel ruisopnames van sprinkhanen al vol na 15 nachten.

	Punt D1 rechteroever 67 nachten: 21+25+21	Punt D2 linkeroever 57 nachten: 21+15+27	Punt D3 linkeroever 67 nachten: 21+25+21	Punt D4 rechteroever 67 nachten: 21+25+21
gewone dwergvleermuis (PIPIPI)	61931	66113	14528	39341
ruige dwergvleermuis (PIP NAT)	3105	9480	1597	5408
kleine dwergvleermuis (PIPPYG)		3	1	
watervleermuis (MYODAU)	1210	1547	4705	5233
meervleermuis (MYODAS)	5	4	3	4
baardvleermuis (MYOMYS) ¹	6	34	117	120
franjesaart (MYONAT)	2		6	2
Myotis spec. (MYO spec.) ²	15	5	16	9
(gewone) grootoor (PLEAUR) ³	42	56	91	48
laatzvlieger (EPTSER)	171	120	90	83
rosse vleermuis (NYCNOC)	85	44	113	95
bosvleermuis (NYCLEI)	8	5	5	5
tweekleurige vleermuis ? (VESMUR) ⁴	1	1	2 (3)	
ruis-detecties (noise)⁵	55052	22703	14420	50564
totaal van detecties	121633	100115	35695	100912
totaal vleermuis detecties (passages)	66581	77412	21275	50348

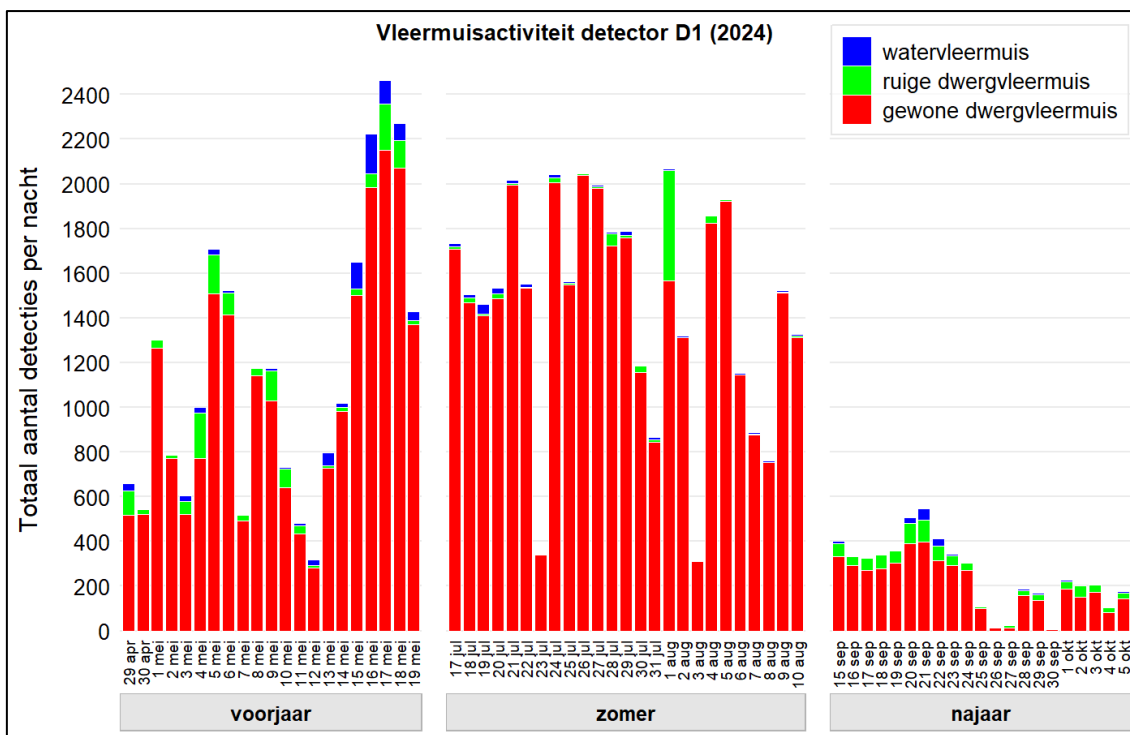
(1) Wellicht allemaal gewone baardvleermuizen maar op basis van het geluid kan Brandts vleermuis (die wellicht niet voorkomt in de regio) vaak niet uitgesloten worden.

(2) Vage opnames van (zeldzame?) soort in Myotis soortgroep, maar wellicht baard- of watervleermuis.

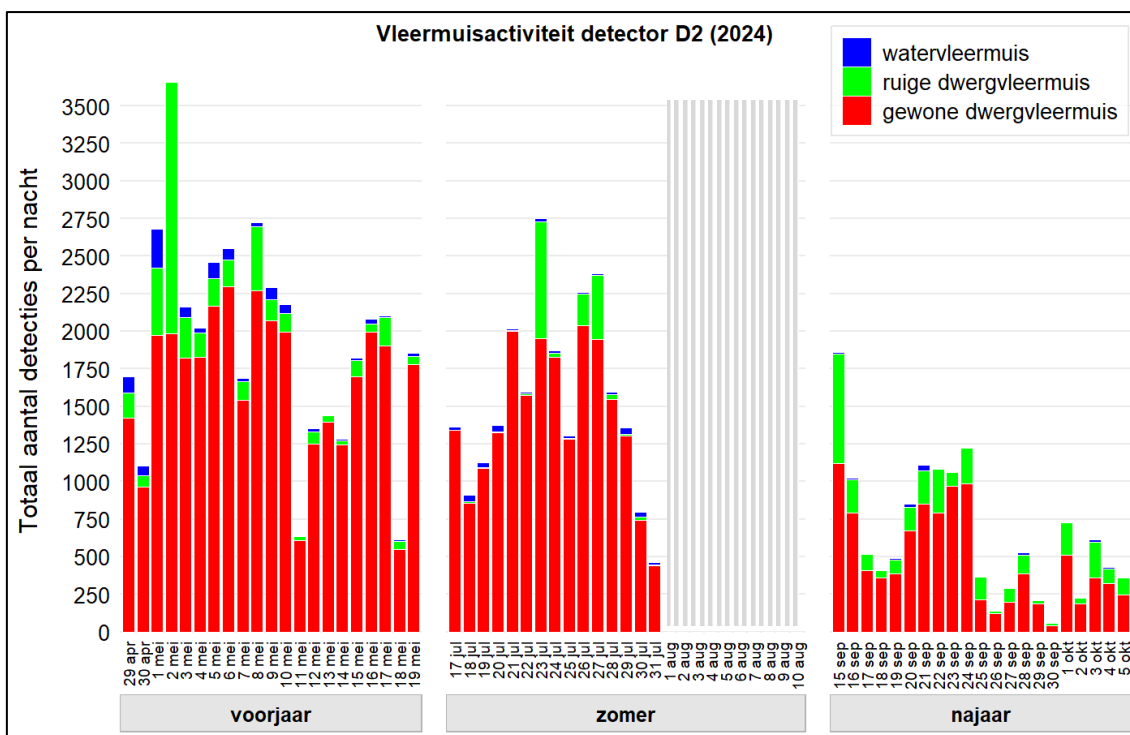
(3) Wellicht allemaal gewone grootoor maar de zeldzame grijze grootoor kan niet uitgesloten worden.

(4) Waarschijnlijk 4x tweekleurige vleermuis (of bosvleermuis, maar wellicht eerder tweekleurige), en ook een waarschijnlijke maar te zwakke opname voor verschil met mogelijke bosvleermuis.

(5) Andere signalen (bv. sprinkhaan) of soms (te) zwakke vleermuissignalen.

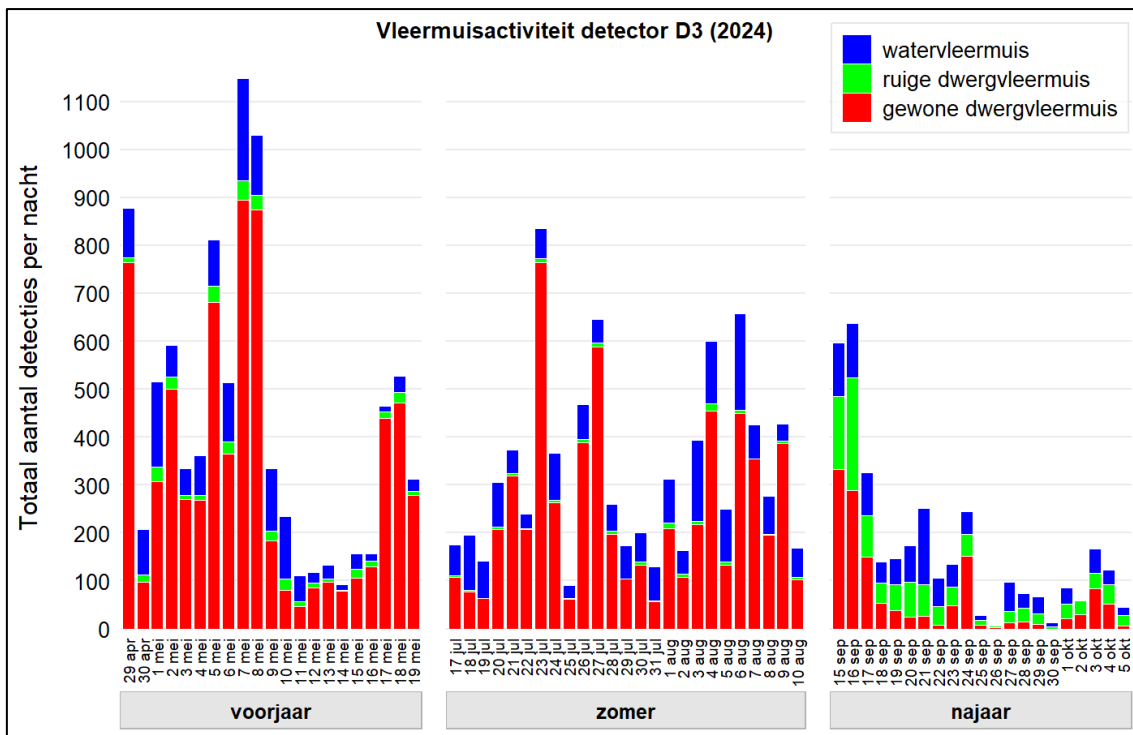


Figuur 85. Vleermuisactiviteit aan automatische detector D1 in 2024: totaal aantal detecties per individuele nacht, voor de meest algemene soorten.

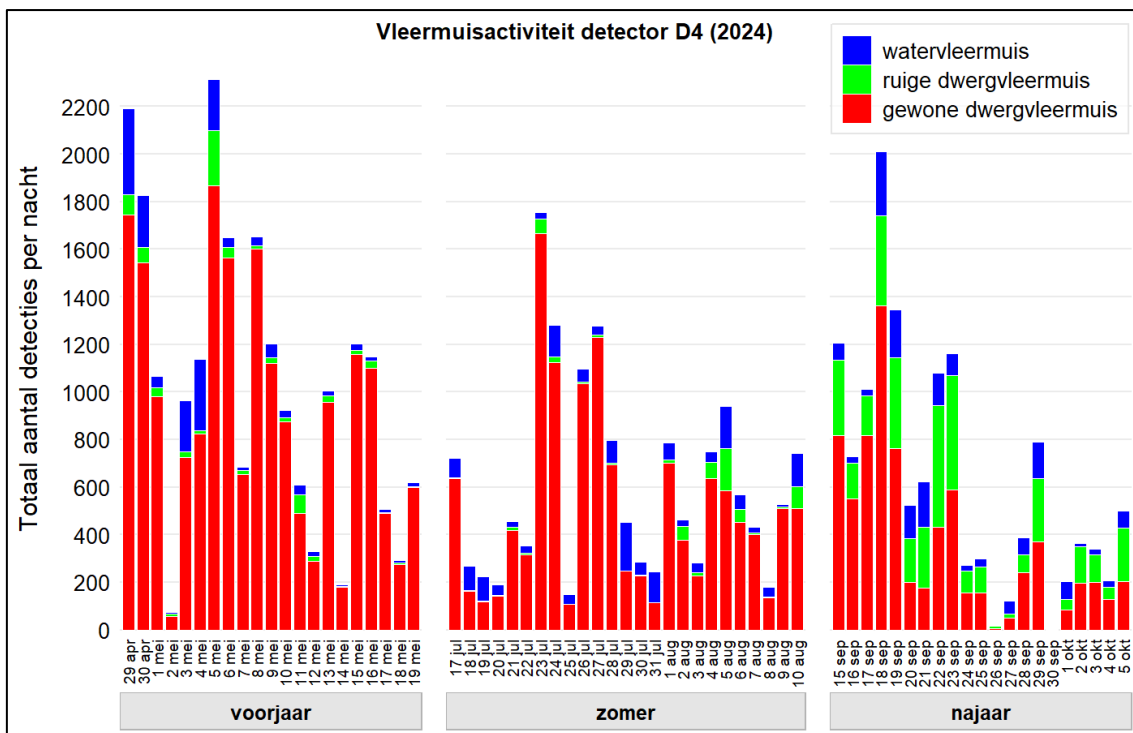


Figuur 86. Vleermuisactiviteit aan automatische detector D2 in 2024: totaal aantal detecties per individuele nacht, voor de meest algemene soorten. Deze detector was in de zomer niet meer werkzaam vanaf 1 augustus.

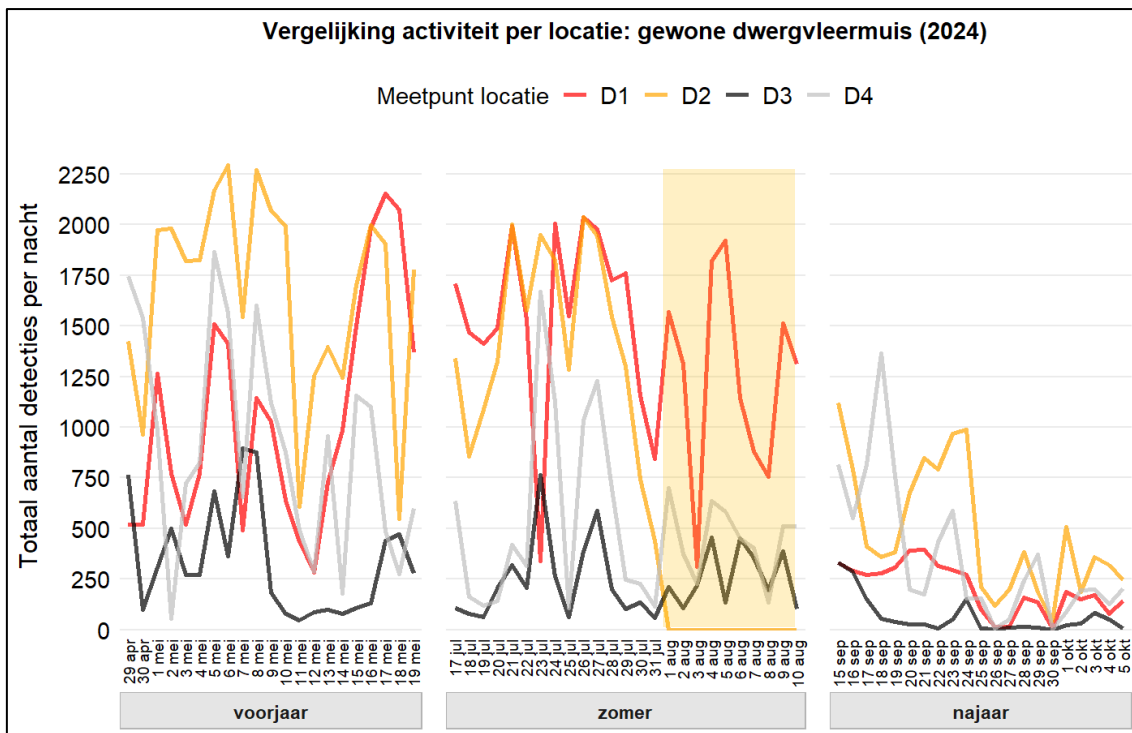
////////////////////////////////////



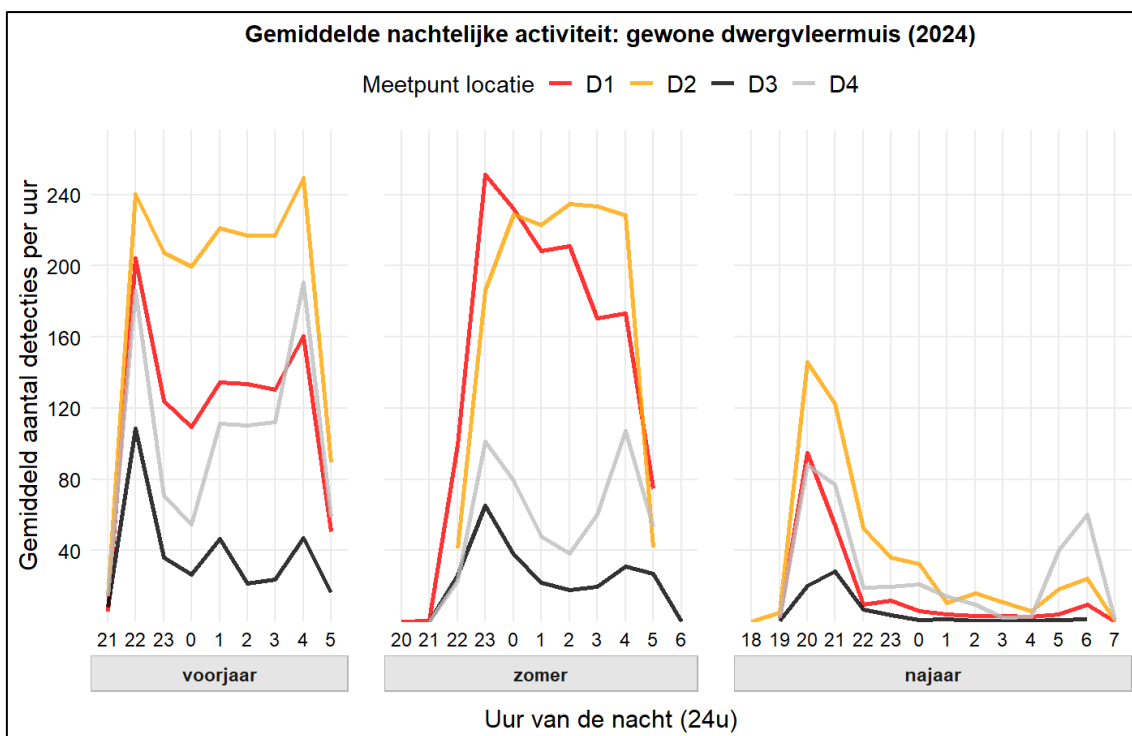
Figuur 87. Vleermuisactiviteit aan automatische detector D3 in 2024: totaal aantal detecties per individuele nacht, voor de meest algemene soorten.



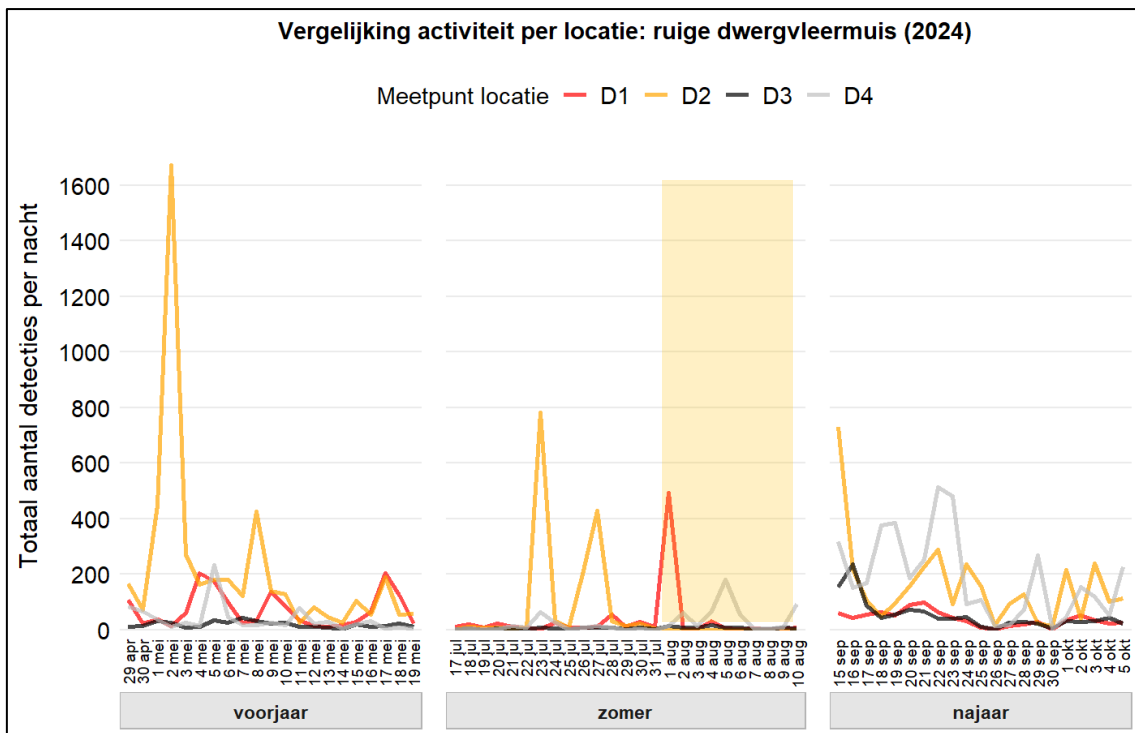
Figuur 88. Vleermuisactiviteit aan automatische detector D4 in 2024: totaal aantal detecties per individuele nacht, voor de meest algemene soorten.



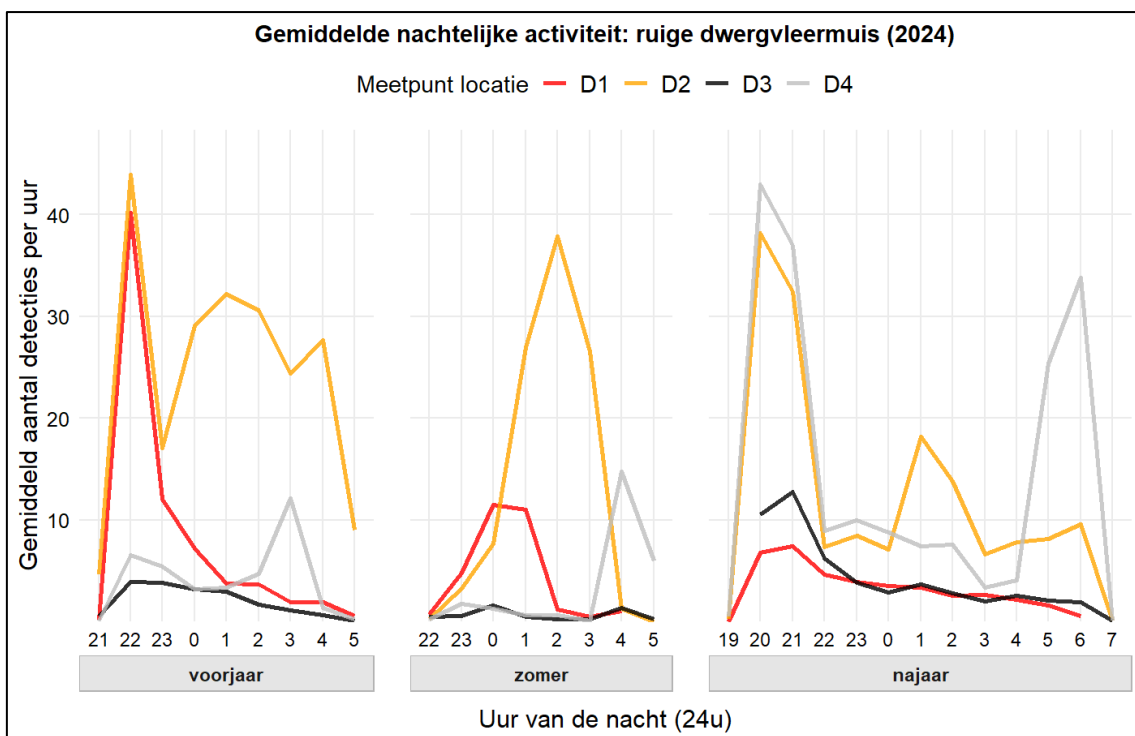
Figuur 89. Activiteit van de gewone dwergvleermuis aan de vier automatische detectors in 2024: directe vergelijking van het totaal aantal detecties per individuele nacht. Detector D2 was in de zomer niet meer werkzaam vanaf 1 augustus (lichtoranje balk).



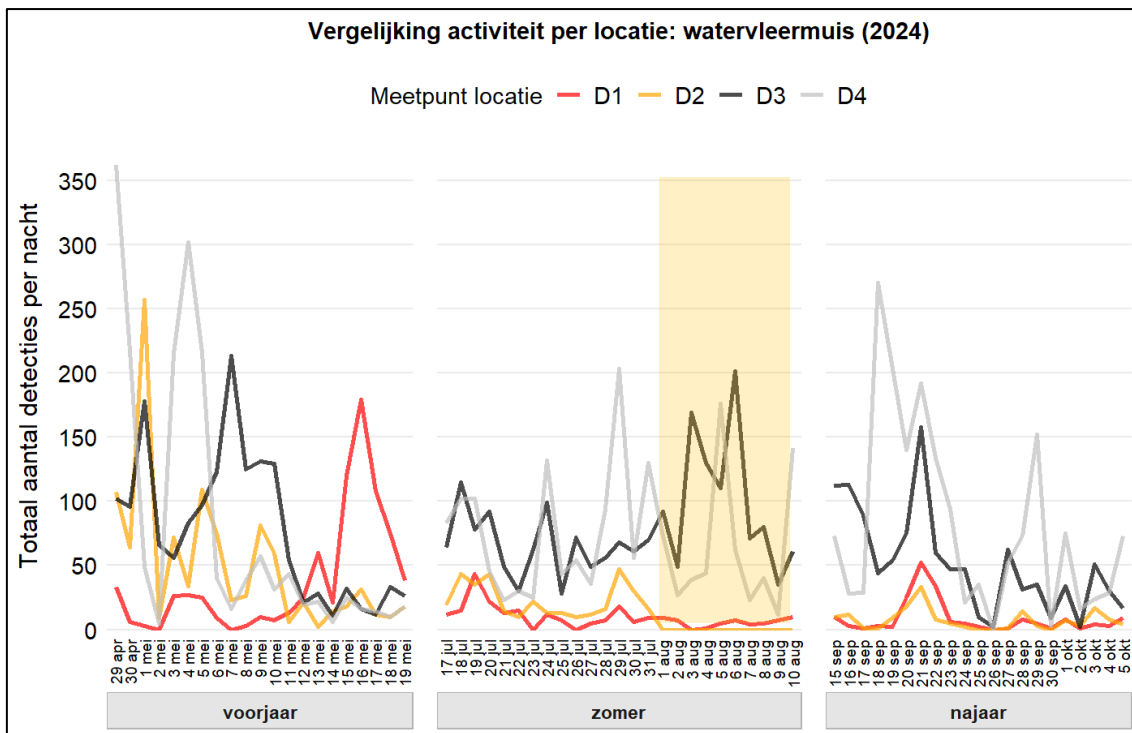
Figuur 90. Activiteit van de gewone dwergvleermuis aan de vier automatische detectors in 2024: directe vergelijking van het nachtpatroon met gemiddeld aantal detecties per uur van de nacht.



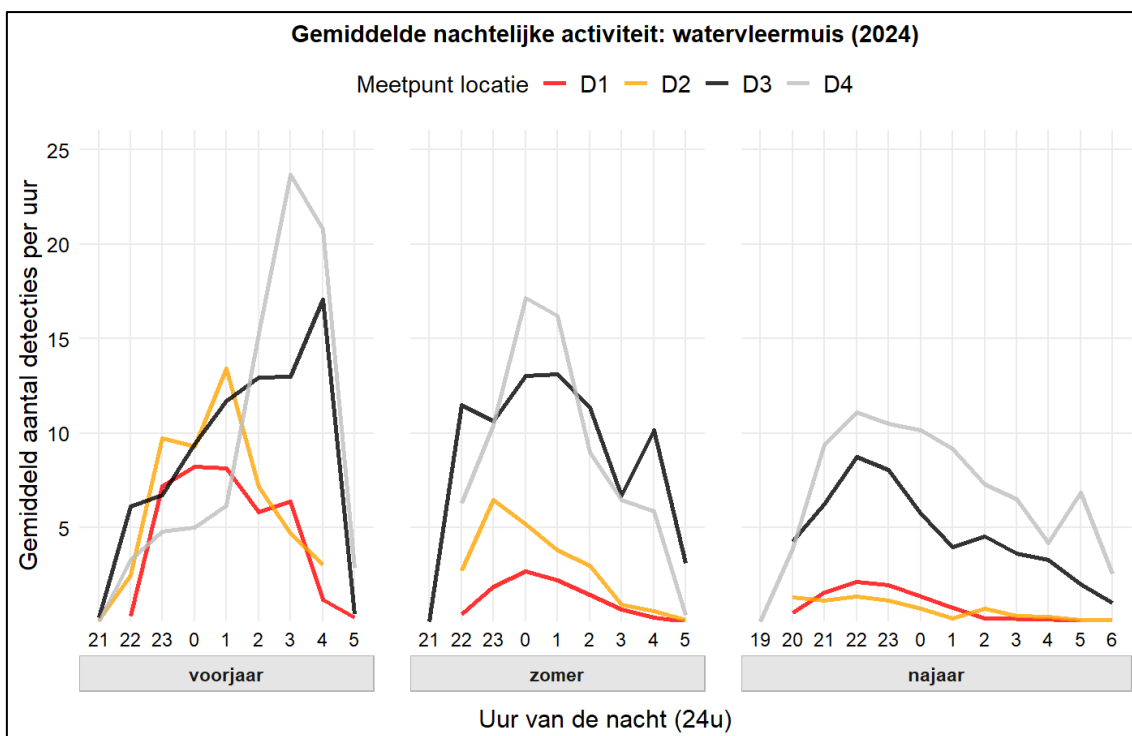
Figuur 91. Activiteit van de ruige dwergvleermuis aan de vier automatische detectors in 2024: directe vergelijking van het totaal aantal detecties per individuele nacht. Detector D2 was in de zomer niet meer werkzaam vanaf 1 augustus (lichtoranje balk).



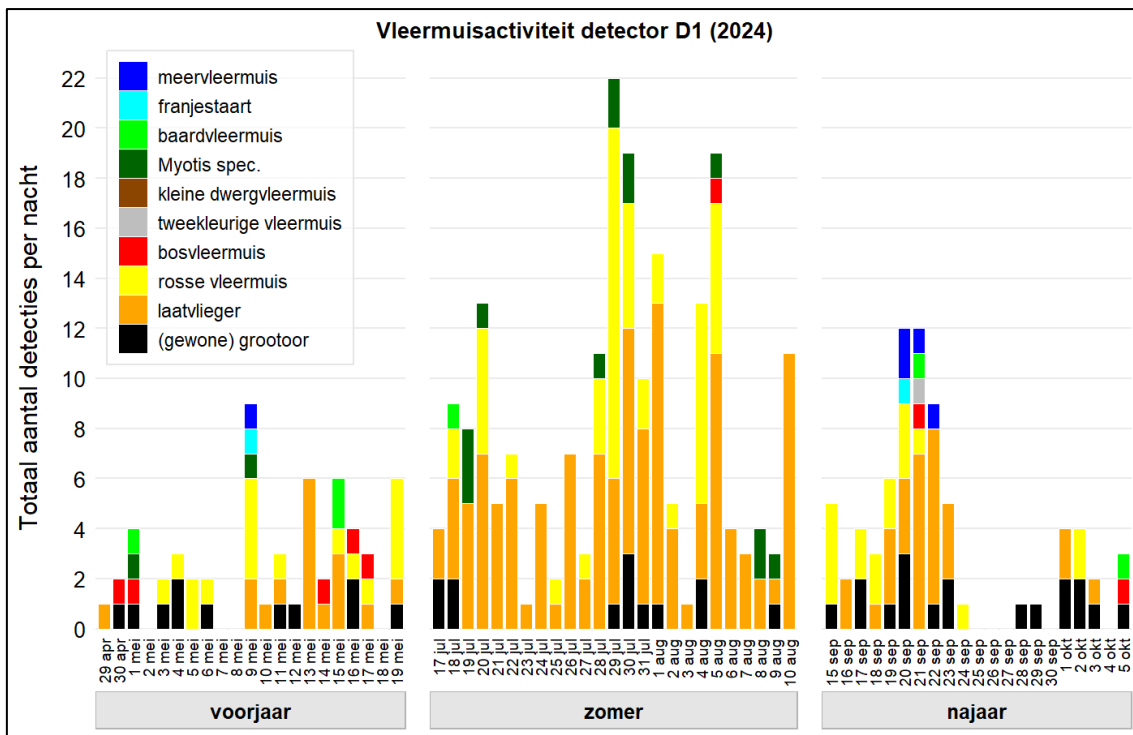
Figuur 92. Activiteit van de ruige dwergvleermuis aan de vier automatische detectors in 2024: directe vergelijking van het nachtpatroon met gemiddeld aantal detecties per uur van de nacht.



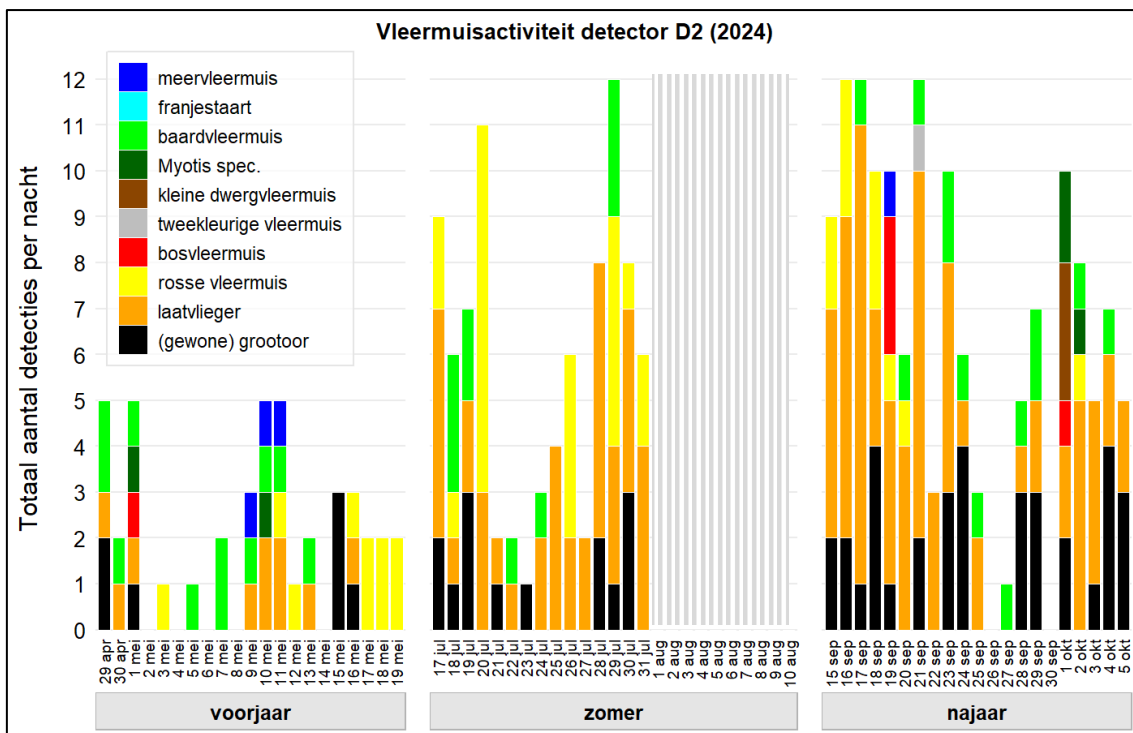
Figuur 93. Activiteit van de watervleermuis aan de vier automatische detectors in 2024: directe vergelijking van het totaal aantal detecties per individuele nacht. Detector D2 was in de zomer niet meer werkzaam vanaf 1 augustus (lichtoranje balk).



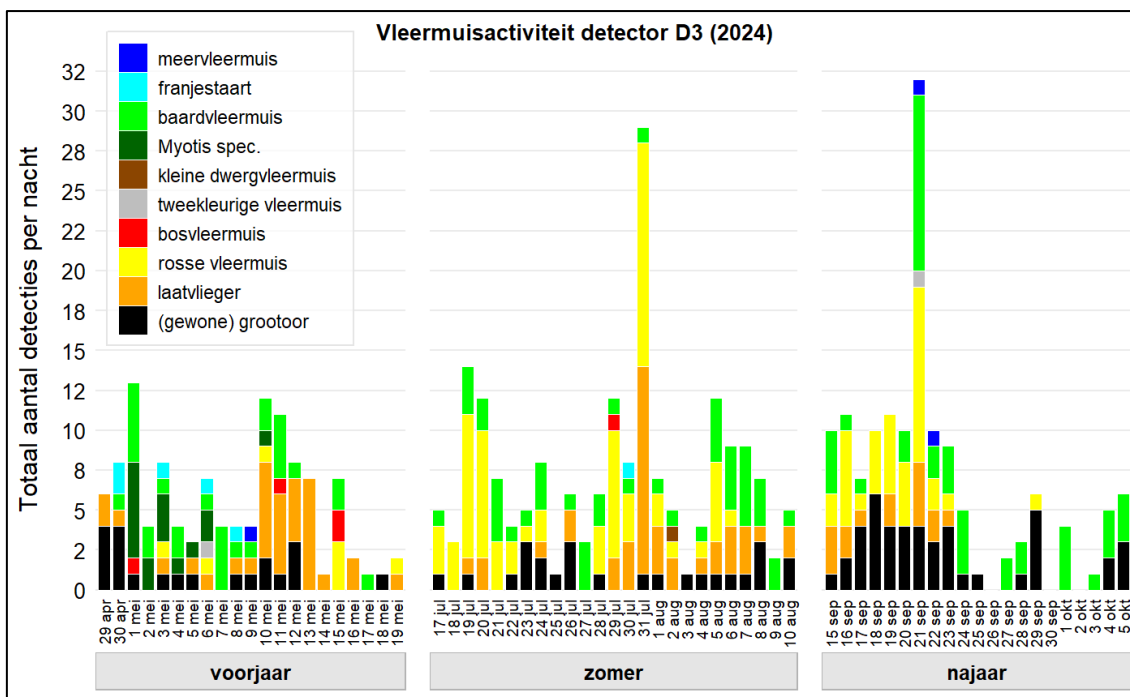
Figuur 94. Activiteit van de watervleermuis aan de vier automatische detectors in 2024: directe vergelijking van het nachtpatroon met gemiddeld aantal detecties per uur van de nacht.



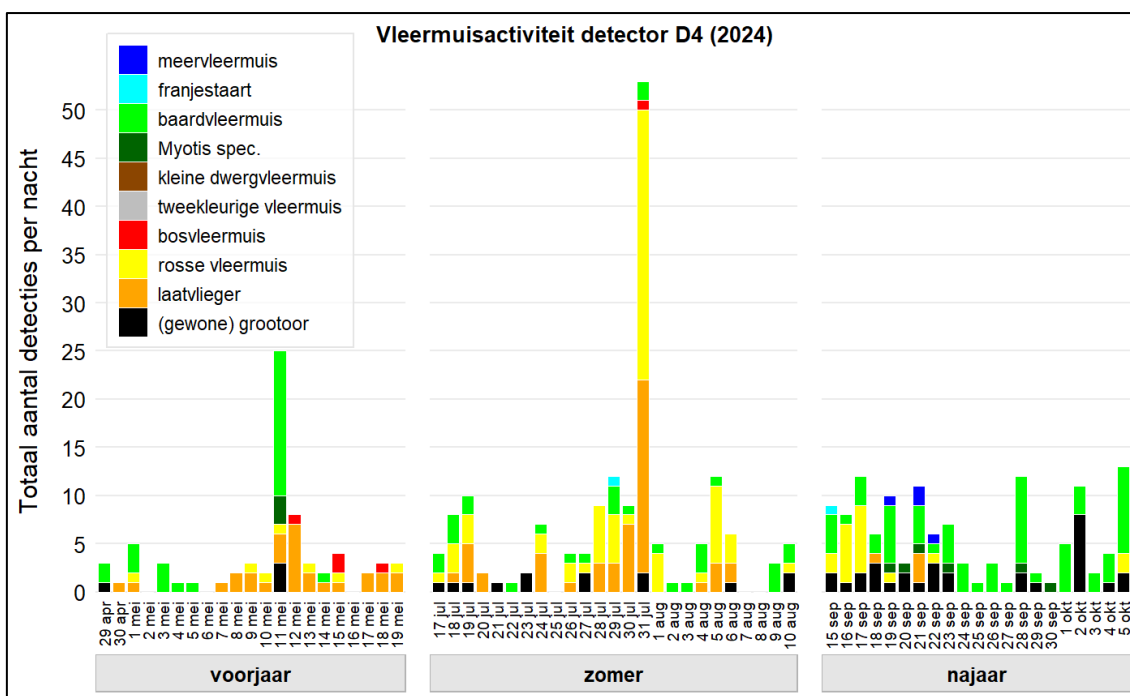
Figuur 95. Vleermuisactiviteit aan automatische detector D1 in 2024: totaal aantal detecties per individuele nacht, voor de minder algemene en zeldzame soorten.



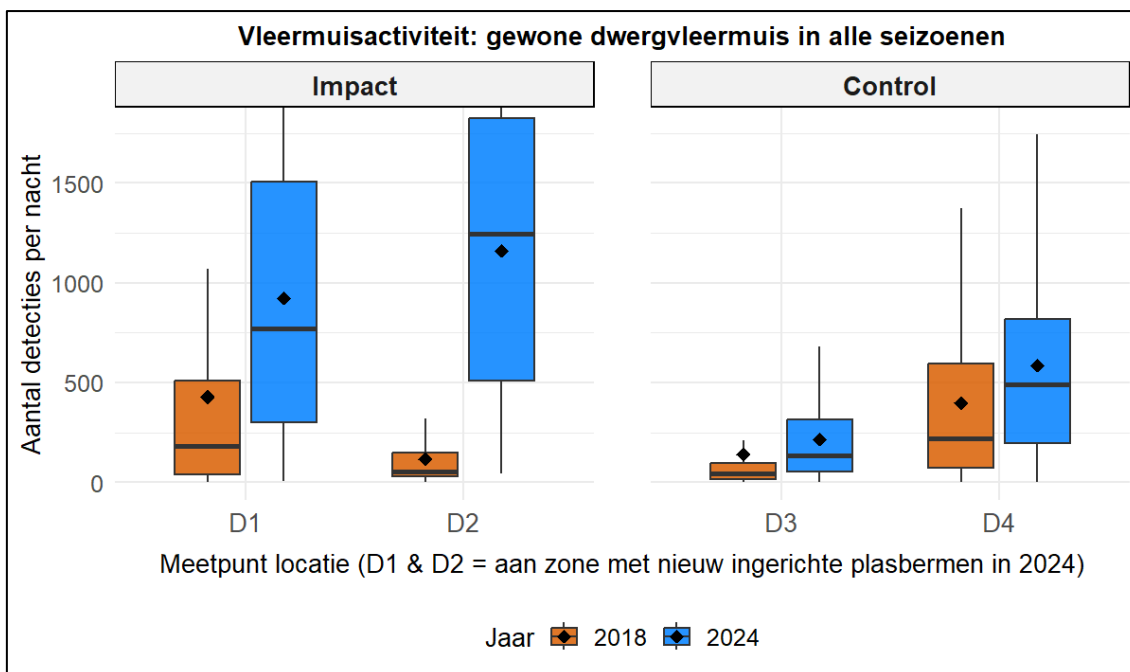
Figuur 96. Vleermuisactiviteit aan automatische detector D2 in 2024: totaal aantal detecties per individuele nacht, voor de minder algemene en zeldzame soorten. Deze detector was in de zomer niet meer werkzaam vanaf 1 augustus.



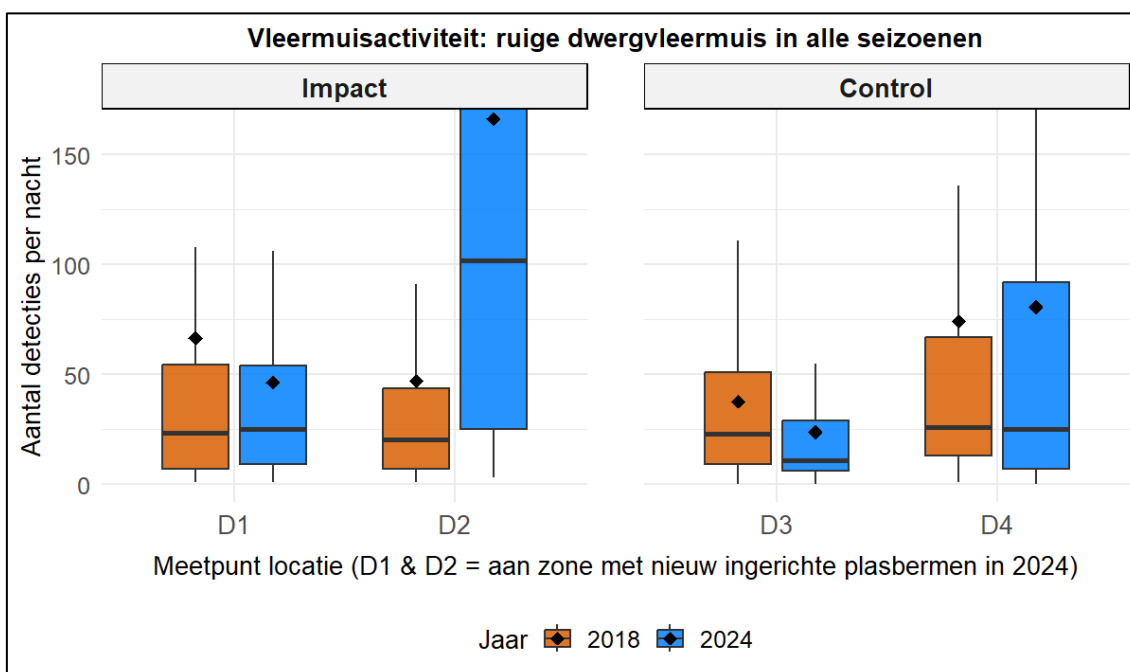
Figuur 97. Vleermuisactiviteit aan automatische detector D3 in 2024: totaal aantal detecties per individuele nacht, voor de minder algemene en zeldzame soorten.



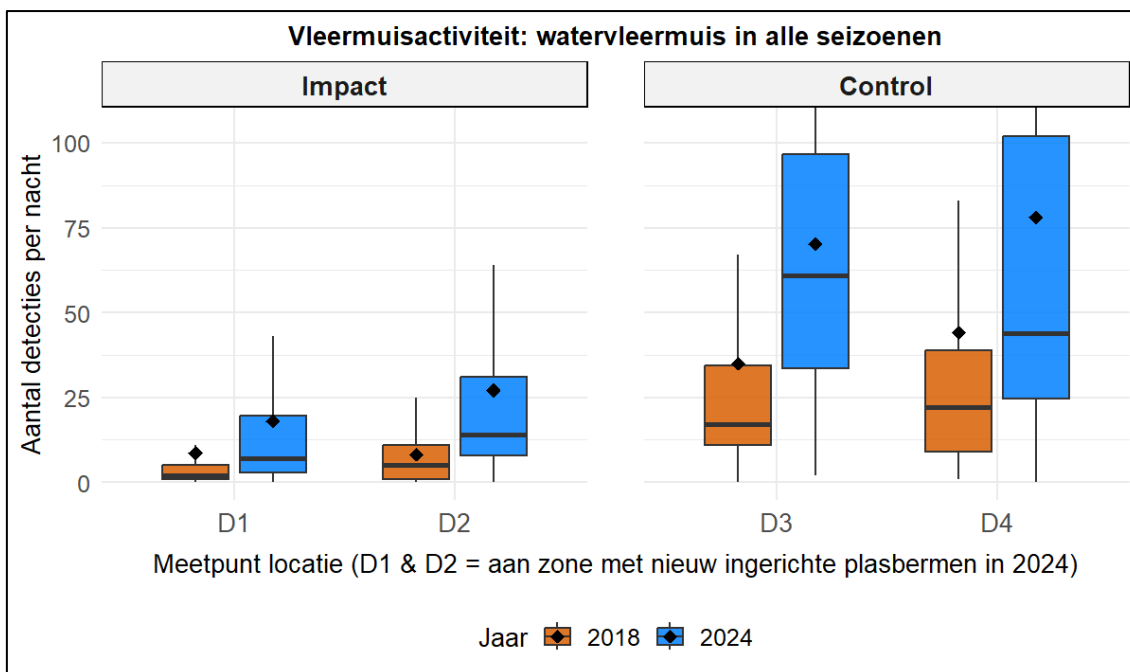
Figuur 98. Vleermuisactiviteit aan automatische detector D4 in 2024: totaal aantal detecties per individuele nacht, voor de minder algemene en zeldzame soorten.



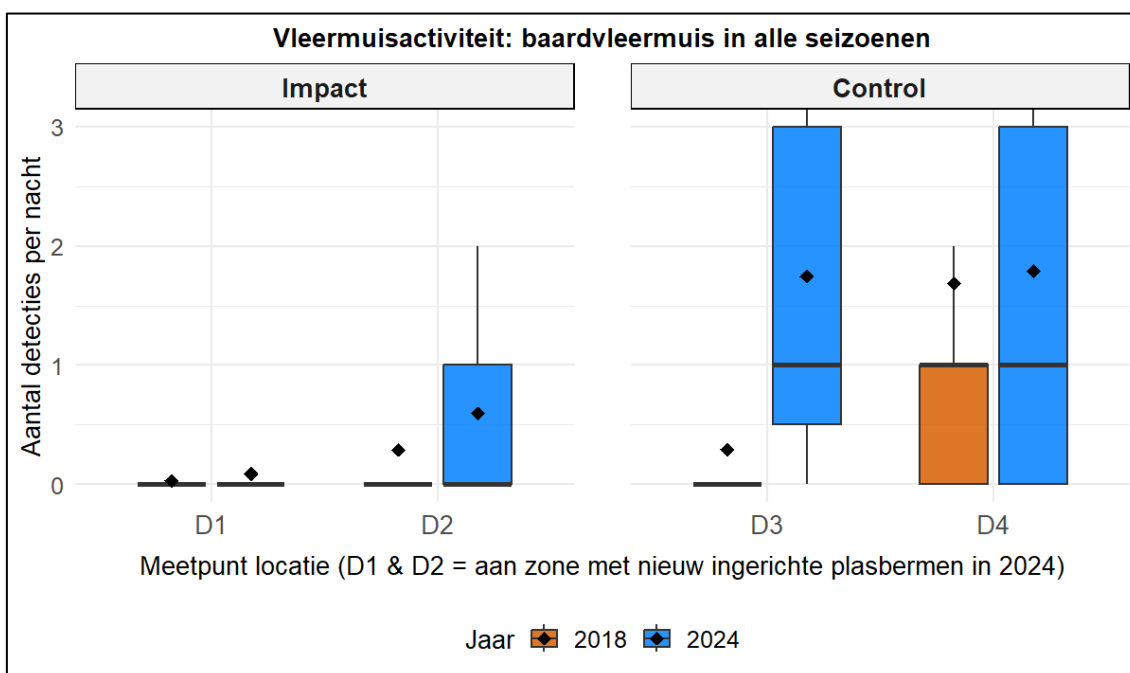
Figuur 99. Boxplots van de gewone dwergvleermuis activiteit aan de automatische batdetectors, in alle seizoenen.



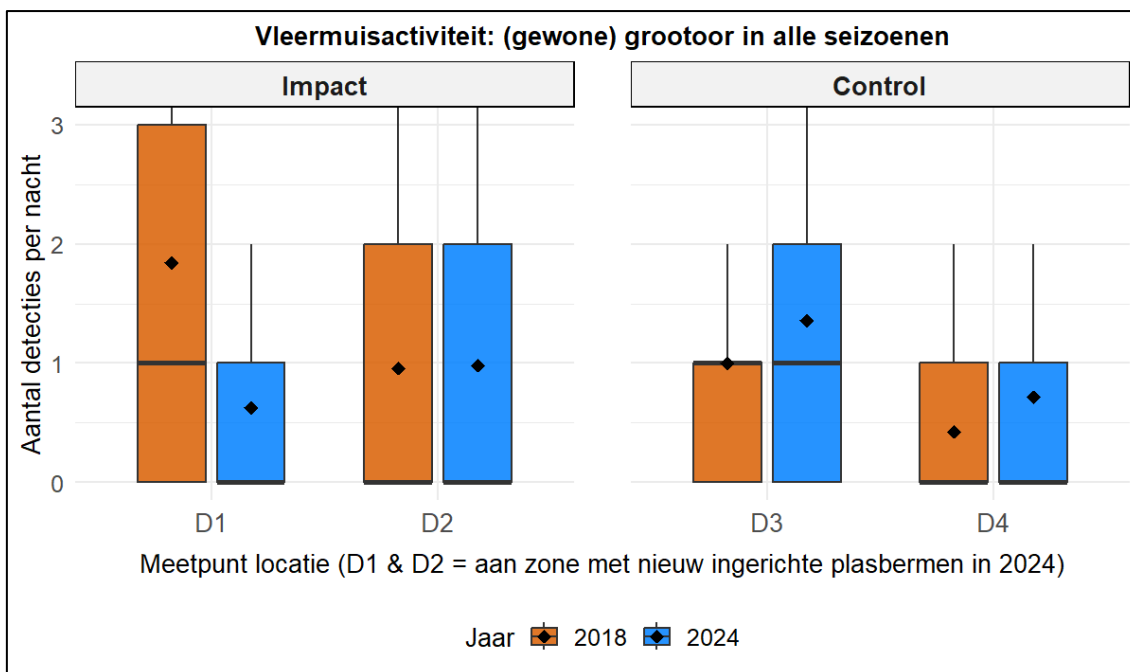
Figuur 100. Boxplots van de ruige dwergvleermuis activiteit aan de automatische batdetectors, in alle seizoenen.



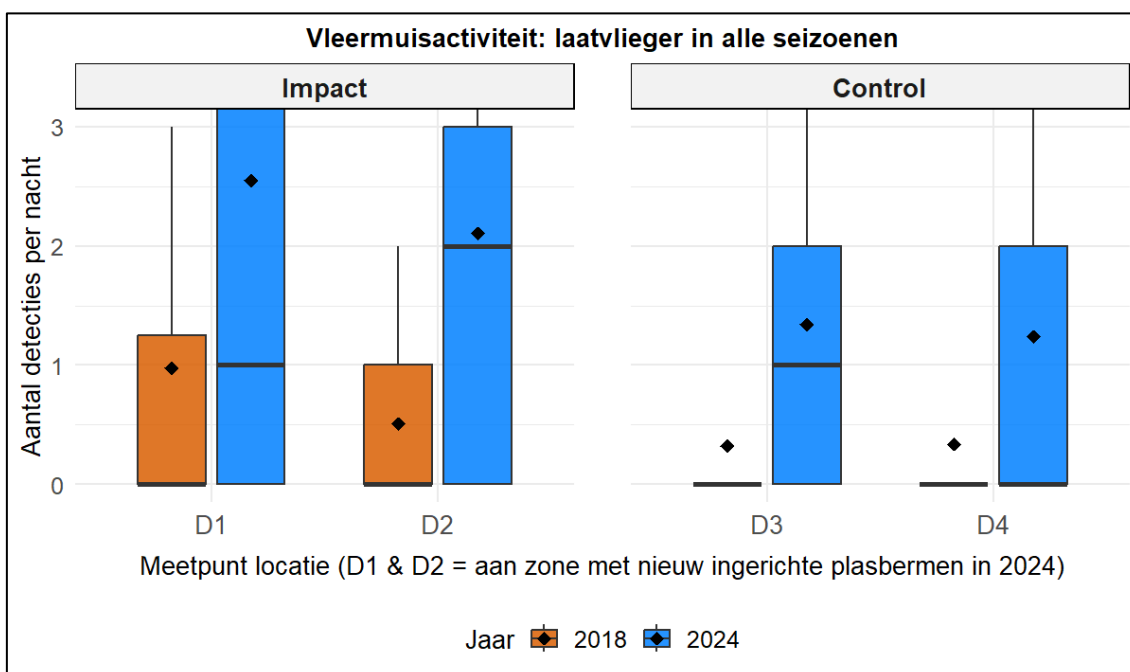
Figuur 101. Boxplots van watervleermuis activiteit aan de automatische batdetectors, in alle seizoenen.



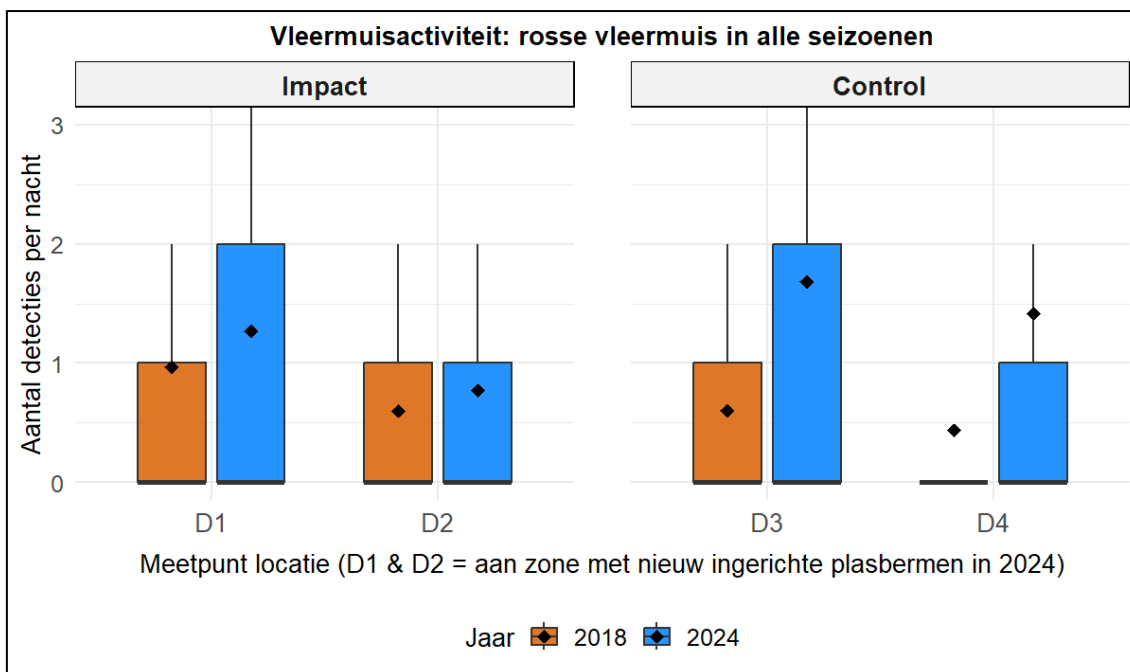
Figuur 102. Boxplots van baardvleermuis activiteit aan de automatische batdetectors, in alle seizoenen.



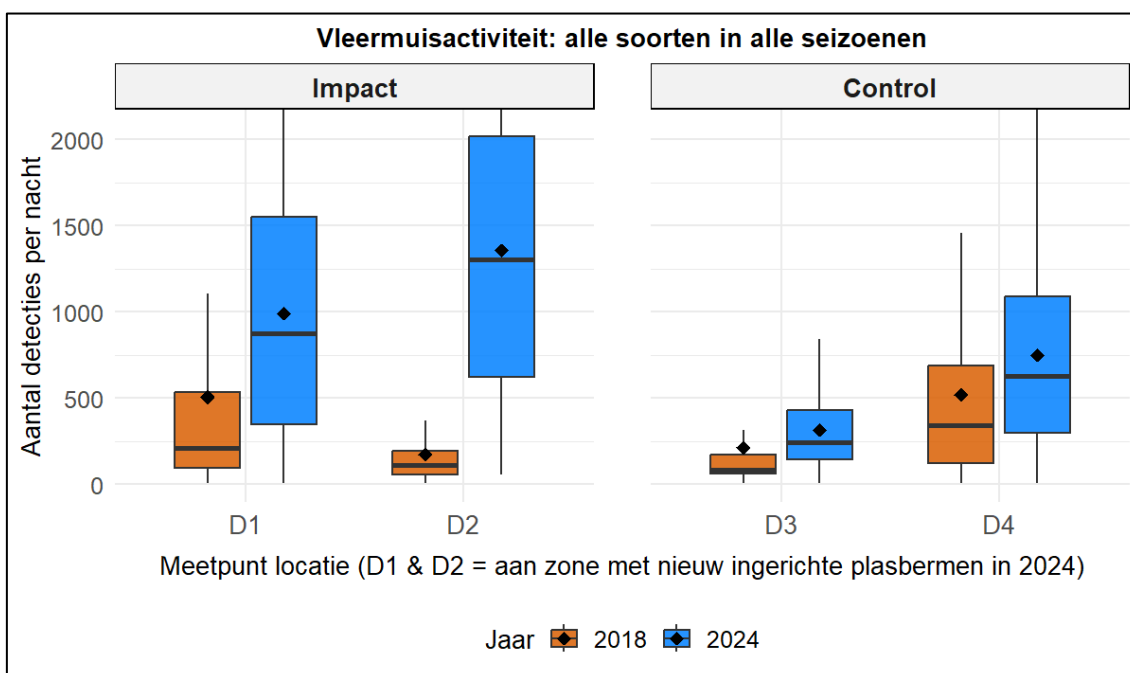
Figuur 103. Boxplots van de (gewone) grootoor activiteit aan de automatische batdetectors, in alle seizoenen.



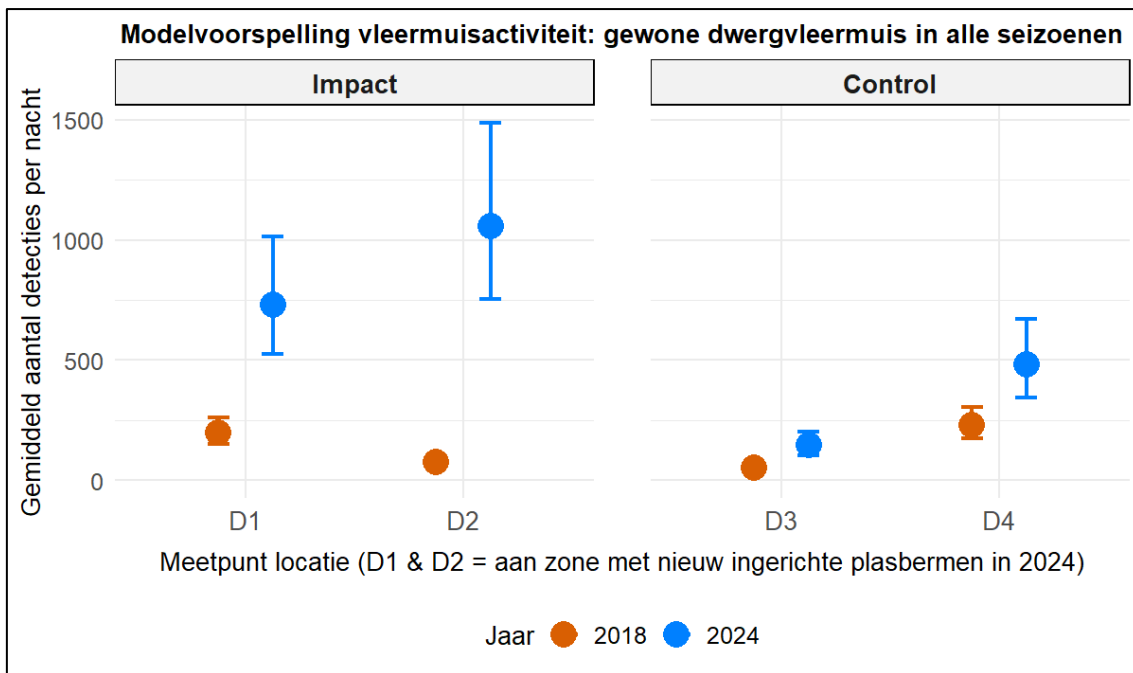
Figuur 104. Boxplots van de laatvlieger activiteit aan de automatische batdetectors, in alle seizoenen.



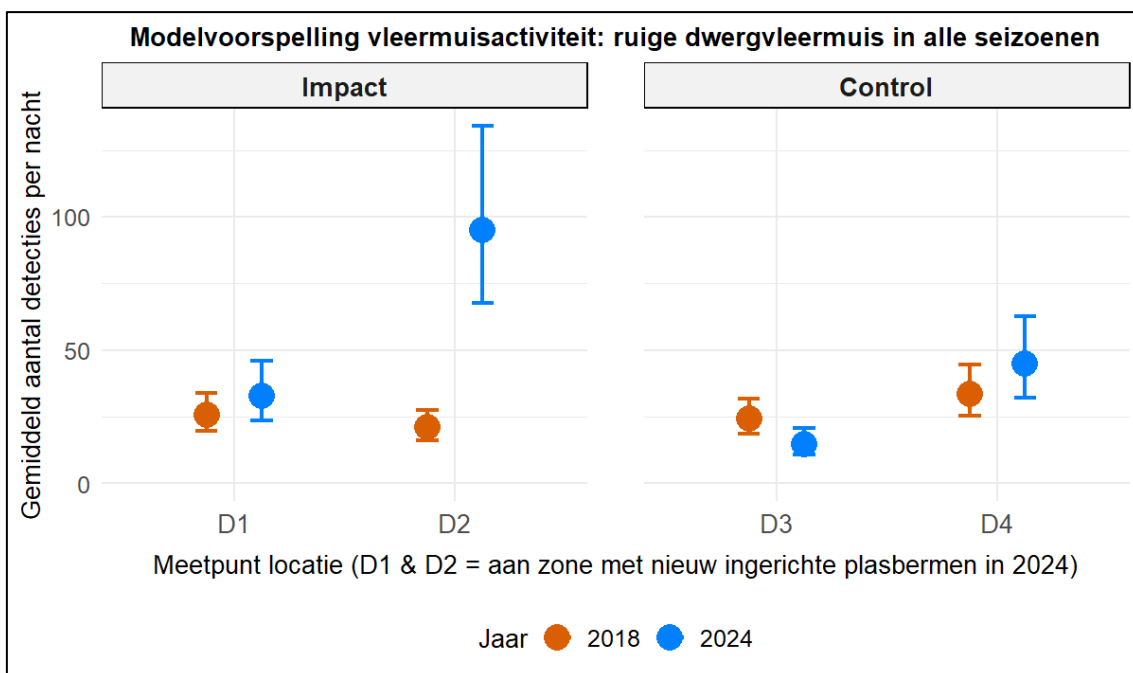
Figuur 105. Boxplots van rosse vleermuis activiteit aan de automatische batdetectors, in alle seizoenen.



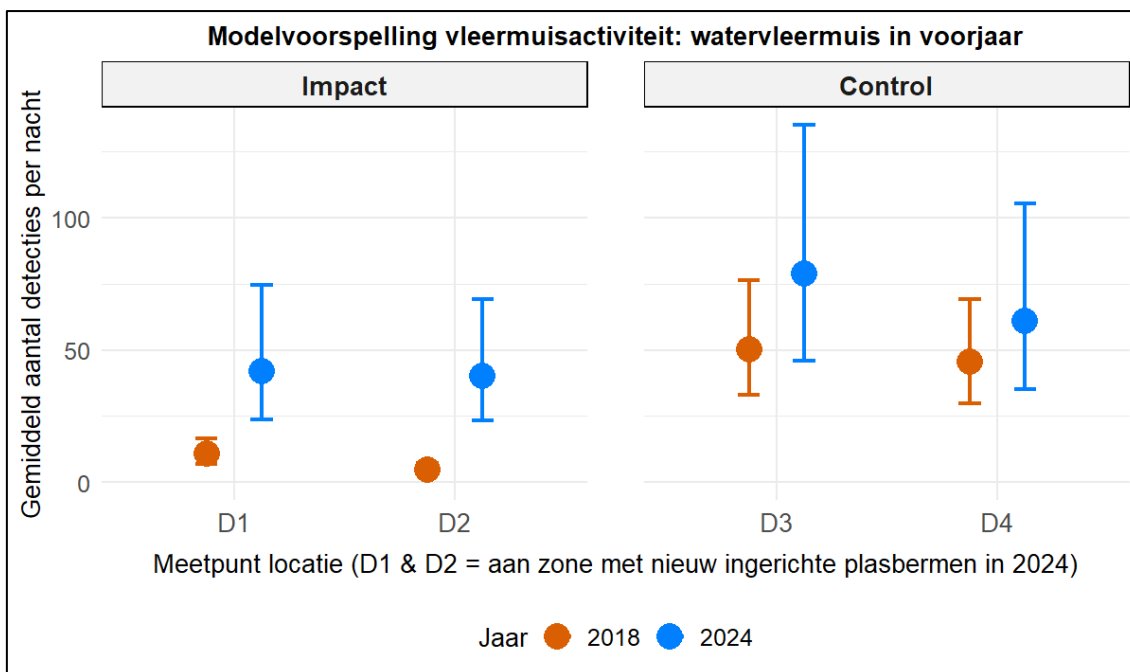
Figuur 106. Boxplots van de vleermuisactiviteit aan de automatische batdetectors: alle soorten samen, in alle seizoenen.



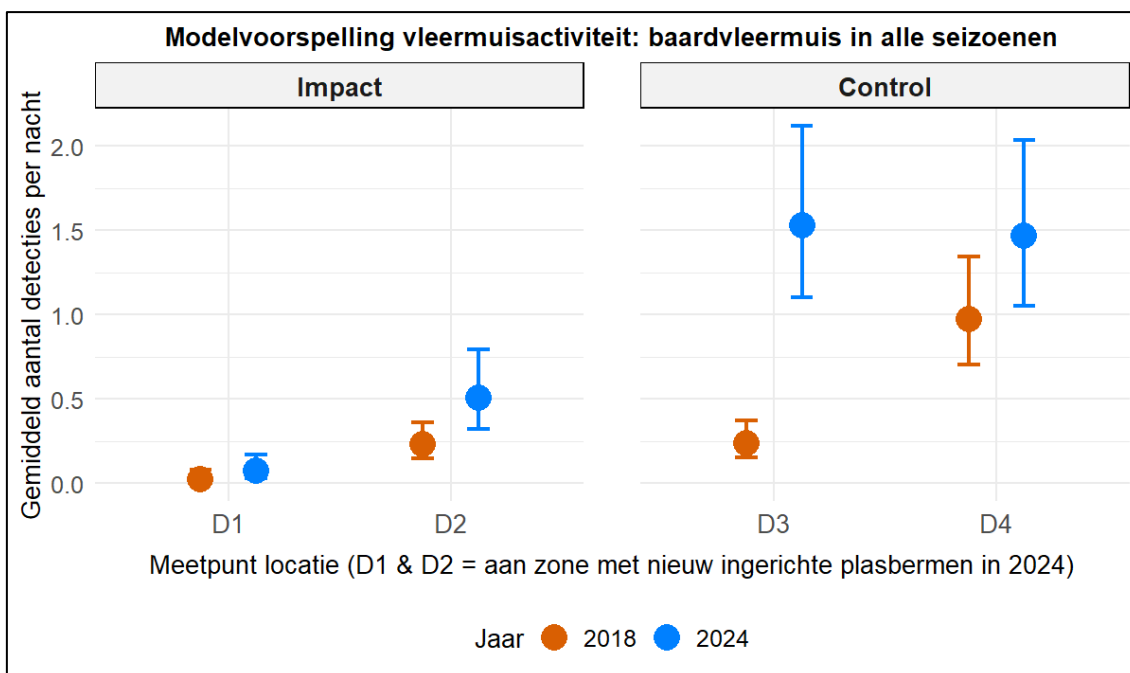
Figuur 107. Modelvoorspelling van de gewone dwergvleermuis in alle seizoenen (BACI analyse: 3x toename, zeer significant, $p < 0,001$).



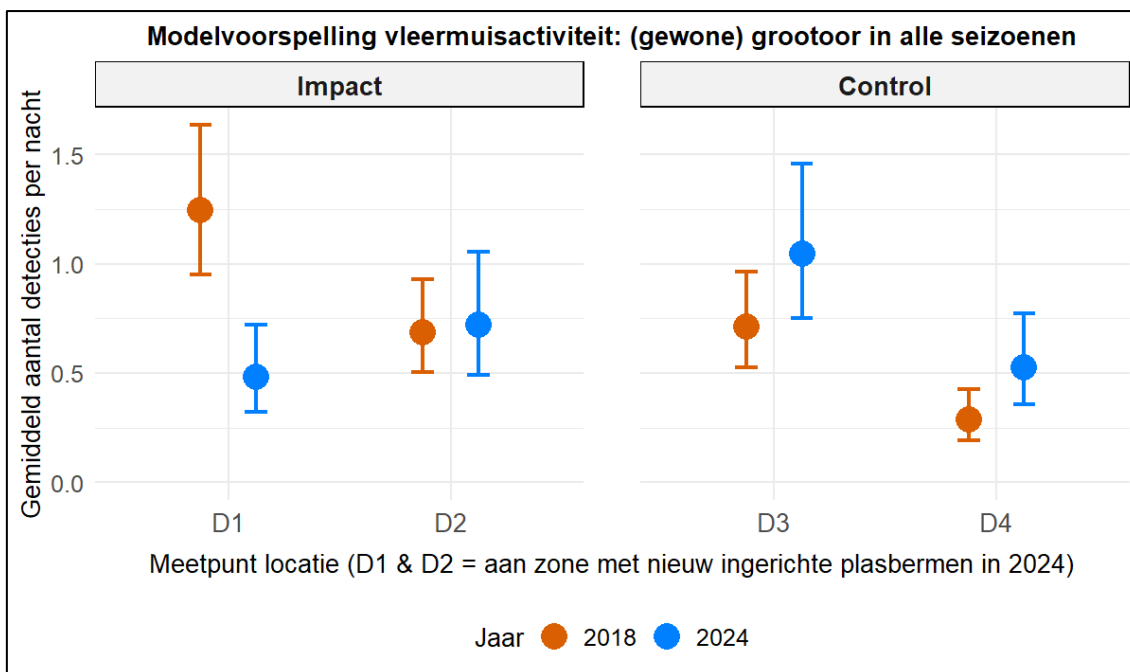
Figuur 108. Modelvoorspelling van de ruige dwergvleermuis in alle seizoenen (BACI analyse: 2,7x toename, zeer significant, $p < 0,001$).



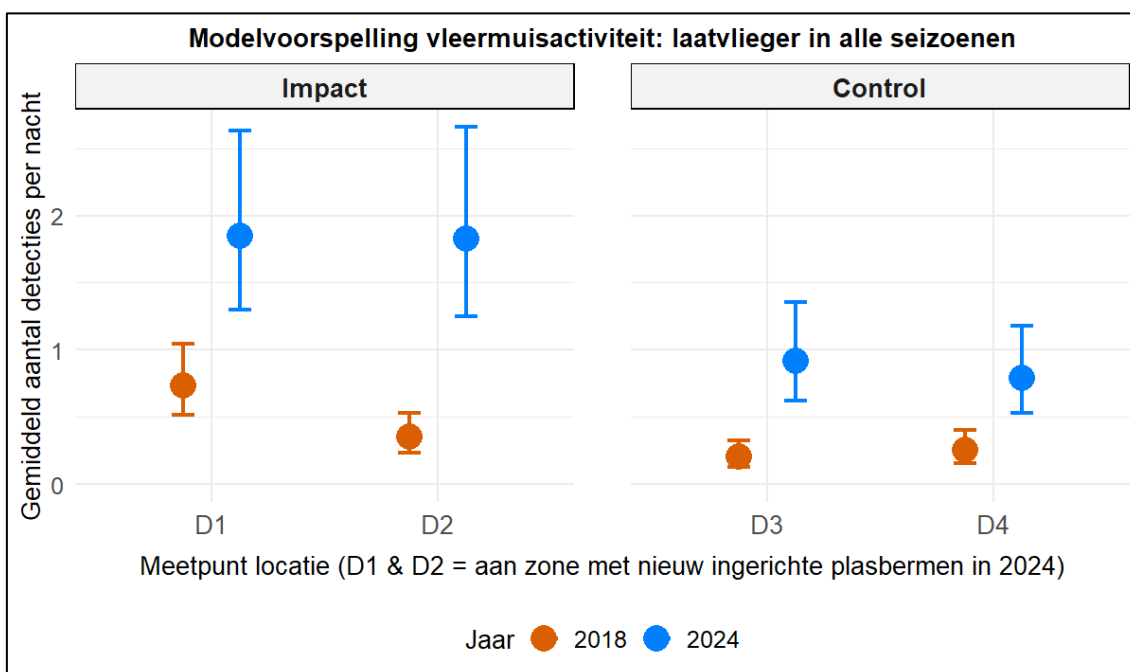
Figuur 109. Modelvoorspelling van de watervleermuis in het voorjaar (BACI analyse: 4x toename, zeer significant, $p < 0,001$)



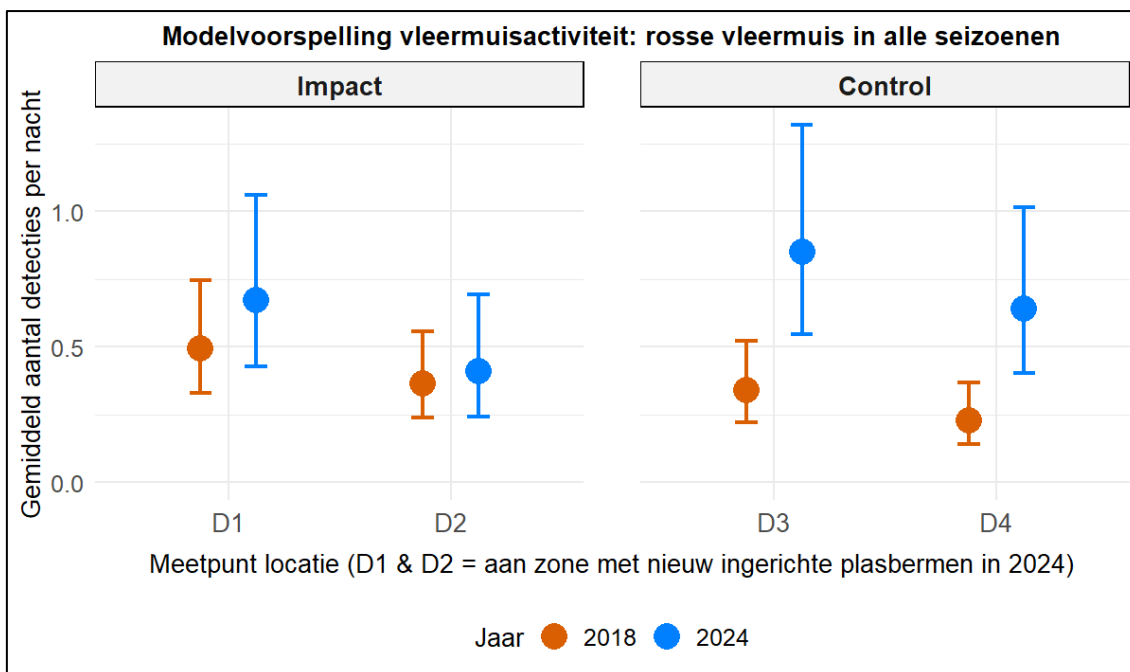
Figuur 110. Modelvoorspelling van de baardvleermuis in alle seizoenen (BACI analyse: mogelijk licht negatief effect, maar niet significant, $p > 0,05$).



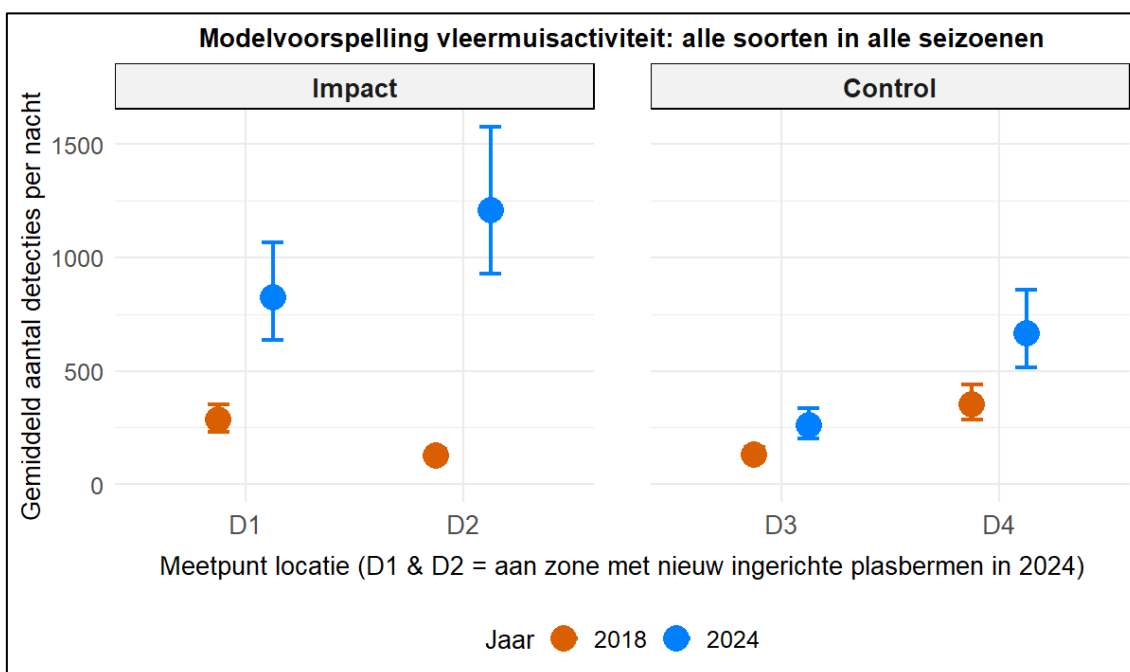
Figuur 111. Modelvoorspelling van de (gewone) grootoor in alle seizoenen (BACI analyse: 0,4x afname, zeer significant, $p < 0,001$).



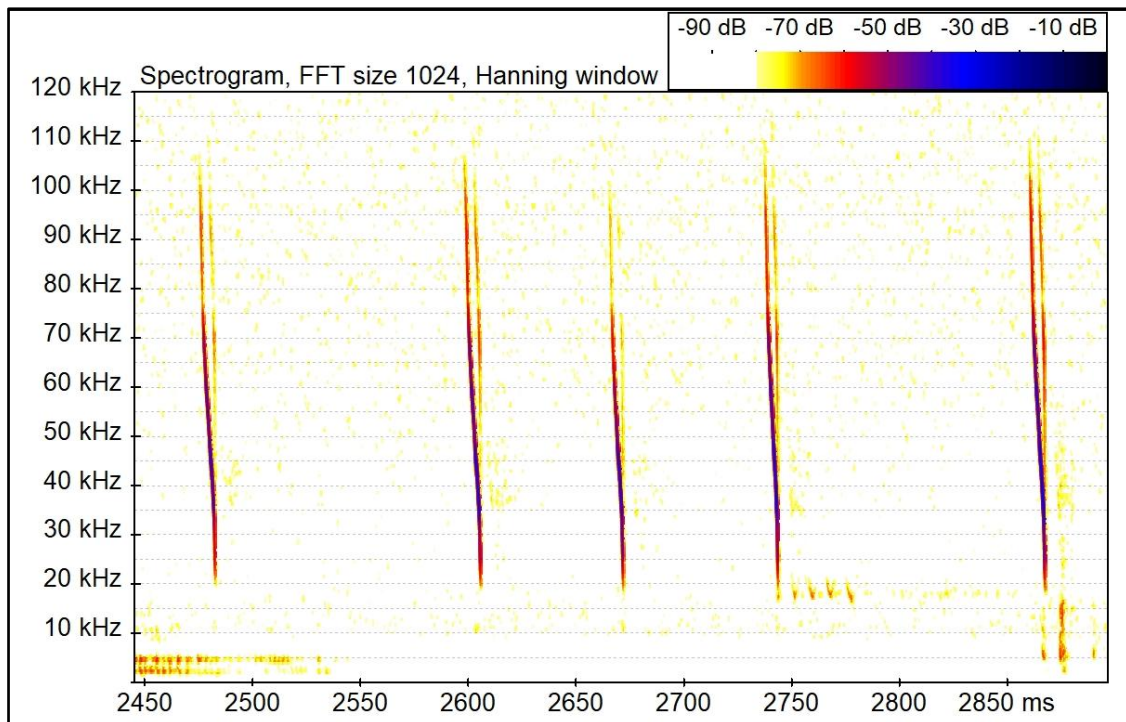
Figuur 112. Modelvoorspelling van de laatvlieger in alle seizoenen (BACI analyse: geen duidelijk effect, niet significant, $p > 0,05$).



Figuur 113. Modelvoorspelling van de rosse vleermuis in alle seizoenen (BACI analyse: 0,5x afname, matig significant, $p < 0,05$).



Figuur 114. Modelvoorspelling van alle soorten in alle seizoenen (BACI analyse: 2,7x toename, zeer significant, $p < 0,001$).



Figuur 116. Spectrogram van franjestaart: opname op 18 juli 2024 tijdens de (punt)-transect-metingen.

4.2.3.3 Meervleermuis

Er waren tijdens het onderzoek langs pand 140 in 2024 minstens 16 registraties van de meervleermuis met de automatische detectormetingen, verspreid over 7 nachten (Tabel 18). Omdat de vier detectors tegelijk werden ingezet, kon voor deze zeldzame soort bij detecties aan meerdere meetpunten (en in veronderstelling van een rechtstreekse vlucht) de vliegrichting langs de Leie worden bepaald.

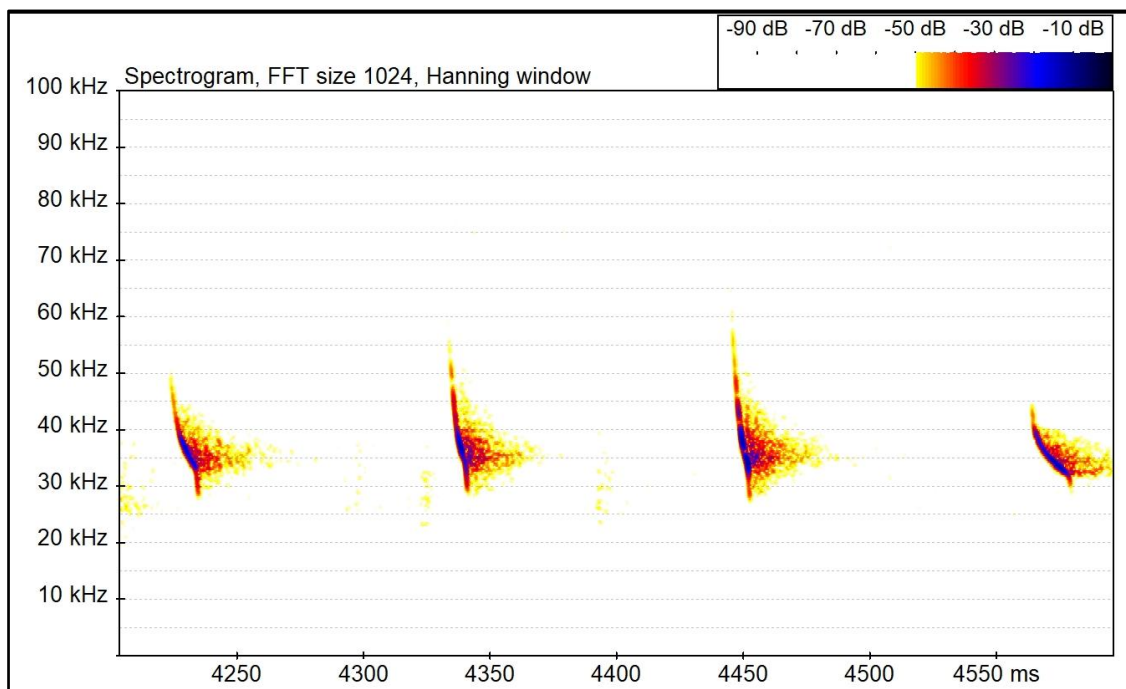
Op 10 mei vloog een meervleermuis in noordelijke richting (naar Deinze) langs de Leie voorbij, opeenvolgend aan detector D3, D2 en D1. Op 11 mei (in twee verschillende nachten) was er ook twee keer een registratie aan detector D2. Vermoedelijk waren dit allemaal nog dieren op voorjaarsstrek, al dan niet tijdelijk verblijvend in de regio.

In het najaar waren er verschillende registraties in de tweede helft van september. Op 19 september vloog een meervleermuis in zuidelijke richting opeenvolgend langs detector D2 en D4. Op 21 september waren er meteen na elkaar twee registraties aan detector D1 (wellicht zelfde dier). Op 22 september waren er ook opeenvolgende registraties in zuidelijke richting, aan D1, D3 en D4. Iets later die nacht was er nog een detectie aan D4. Tenslotte waren er op 23 september nog eens opeenvolgende registraties in zuidelijke richting, aan D1, D3 en D4.

Op basis van de exacte uren en de tussenafstanden van opeenvolgende registraties aan verschillende detectors, werd de vliegsnelheid berekend op gemiddeld 24 km/u met een beperkte variatie van 21-26 km/u. De tussentijden en tussenafstanden van de detectors doen ons veronderstellen dat de meervleermuizen zonder te foerageren daar doorvlogen langs de Leie, althans toch voor die gevallen (zie rechterkolom in Tabel 18).

Tabel 18. Zekere meervleermuisregistraties met de automatische batdetectors, inclusief de tijd tussen registraties aan opeenvolgende detectors. Detecties in dezelfde nacht zijn gegroepeerd met een blauw kader en verschillende achtergrondkleur.

Meetpunt	Datum	Tijd (uur:min:sec)	Tijd na zon onder (uur:min:sec)	Tijd na vorige detectie (uur:min:sec)
D3	10/05/2024	00:54:41	3:34:41	
D2	10/05/2024	01:01:13	3:41:13	0:06:32
D1	10/05/2024	01:06:45	3:46:45	0:05:32
D2	11/05/2024	00:29:44	3:07:44	
D2	11/05/2024	22:39:20	1:17:20	
D2	19/09/2024	21:51:26	2:07:26	
D4	19/09/2024	22:03:19	2:19:19	0:11:53
D1	21/09/2024	00:36:28	4:57:28	
D1	21/09/2024	00:36:41	4:57:41	0:00:13
D1	22/09/2024	00:09:17	4:32:17	
D3	22/09/2024	00:19:46	4:42:46	0:10:29
D4	22/09/2024	00:26:30	4:49:30	0:06:44
D4	22/09/2024	00:53:58	5:16:58	
D1	23/09/2024	00:50:48	5:15:48	
D3	23/09/2024	01:00:58	5:25:58	0:10:10
D4	23/09/2024	01:07:45	5:32:45	0:06:47



Figuur 117. Spectrogram van meervleermuis: opname op 18 mei.

4.2.3.4 Bosvleermuis

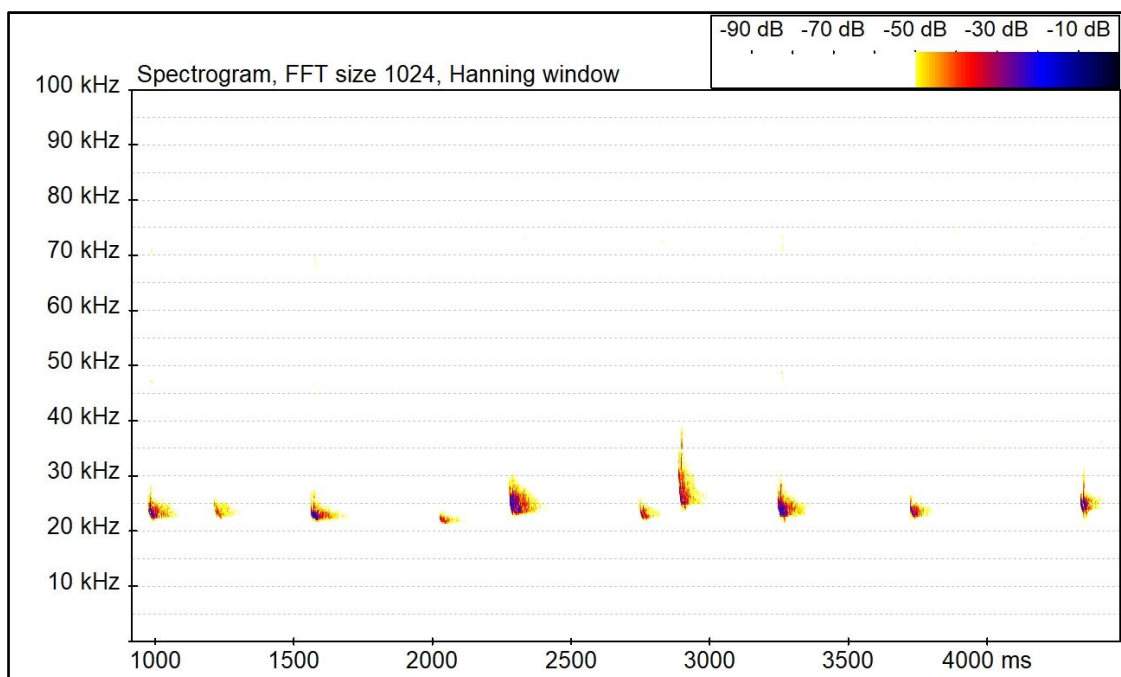
Er waren tijdens het onderzoek langs pand 140 in 2024 aan de automatische detectormeetpunten minstens 23 registraties van de zeldzame bosvleermuis, verspreid over 7 nachten (Tabel 19). Bijkomend werd de soort ook minstens één keer vastgesteld tijdens de (punt)-transect-metingen, op 29 april om 23u06 langs de linkeroever nabij meetpunt L5.

Er waren passages van bosvleermuis die vrij duidelijk opeenvolgend door meerdere detectors zijn geregistreerd, zoals op 1 mei van D3 naar D2, en mogelijk ook op 15 mei van D3 naar D4.

Tijdelijk lokaal foeragerende bosvleermuizen (aan één van de meetpunten of afwisselend) waren er mogelijk o.a. op 15 mei maar het is uit de waarnemingen moeilijk met zekerheid te stellen dat er veel foerageergedrag was langs de Leie. Een voorbeeld met spectrogram van één van de opnames staat in Figuur 118 (zie ook voorbeeld van detailanalyse in Figuur 71 bij de beschrijving van de methode).

Tabel 19. Bosvleermuisdetecties met de automatische batdetectors. Detecties in dezelfde nacht zijn gegroepeerd met een blauw kader en verschillende achtergrondkleur.

Meetpunt	Datum	Tijd (uur:min:sec)	Tijd na zon onder (uur:min:sec)
D1	30/04/2024	23:01:53	1:57:53
D3	1/05/2024	22:57:54	1:52:54
D2	1/05/2024	23:05:44	2:00:44
D1	2/05/2024	01:47:13	4:42:13
D3	11/05/2024	23:06:18	1:44:18
D4	13/05/2024	03:49:07	6:26:07
D1	15/05/2024	01:45:38	4:19:38
D3	15/05/2024	23:11:48	1:43:48
D4	15/05/2024	23:28:17	2:00:17
D4	15/05/2024	23:50:31	2:22:31
D3	16/05/2024	00:14:24	2:46:24
D1	16/05/2024	23:19:00	1:49:00
D1	18/05/2024	00:26:10	2:55:10
D4	18/05/2024	23:22:51	1:49:51
D3	30/07/2024	02:38:08	5:04:08
D4	1/08/2024	00:44:24	3:13:24
D1	5/08/2024	23:26:06	2:04:06
D2	20/09/2024	01:39:13	5:55:13
D2	20/09/2024	01:39:17	5:55:17
D2	20/09/2024	01:39:30	5:55:30
D1	21/09/2024	20:51:32	1:12:32
D2	1/10/2024	20:00:28	0:44:28
D1	5/10/2024	20:07:46	1:00:46



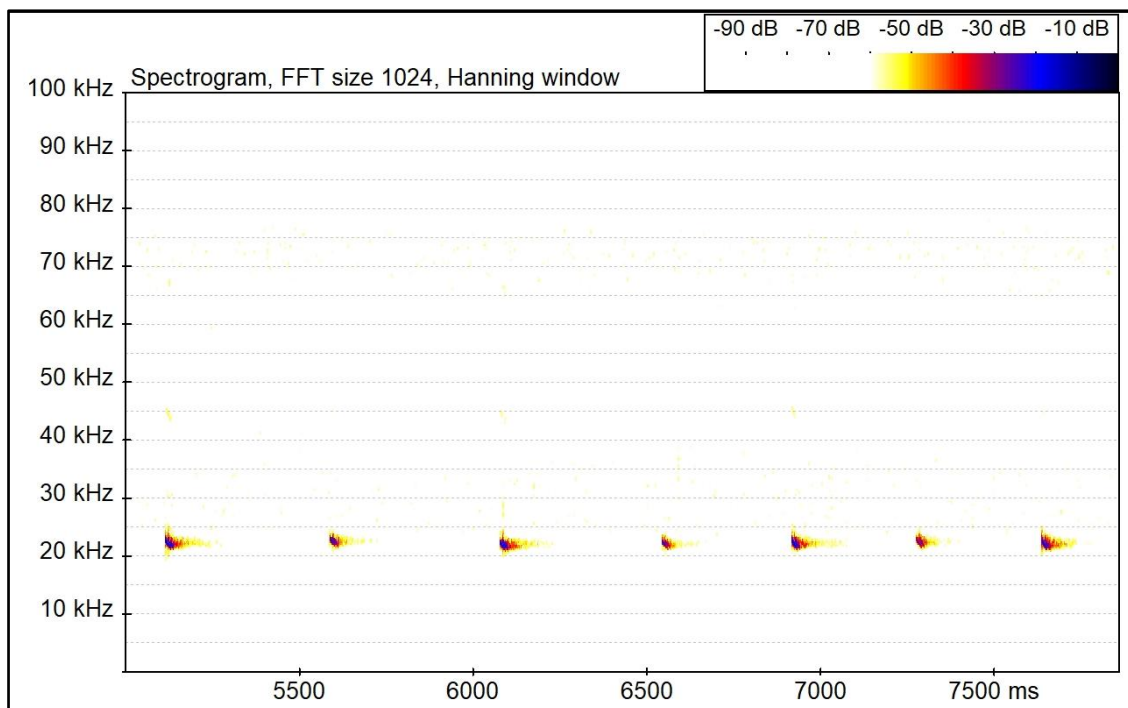
Figuur 118. Spectrogram van de bosvleermuis: voorbeeld van opname op 1 mei 2024. Zie ook voorbeeld van detailanalyse in Figuur 71.

4.2.3.5 Tweekleurige vleermuis

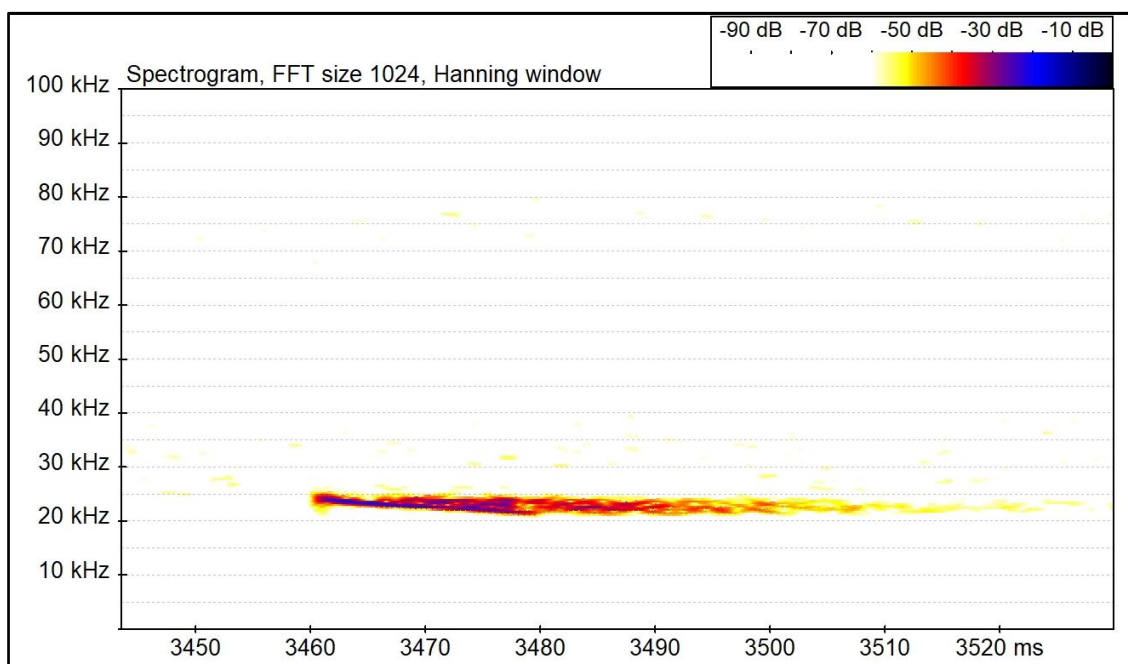
Er waren tijdens het onderzoek langs pand 140 in 2024 aan de automatische detector-meetpunten enkele waarschijnlijke registraties van de zeer zeldzame tweekleurige vleermuis. Deze soort is op basis van batdetectoropnames zelf met vlakke pulsen niet altijd gemakkelijk te onderscheiden van de bosvleermuis. Ook tijdens de (punt)-transect-metingen werd er een detectie als 'mogelijk' gedetermineerd op 15 september (21u22) langs de linkeroever aan een kleine verbreding (inham) van de Leie ter hoogte van meetpunt L3. Over deze waarneming konden we - en andere experts - geen uitsluitsel geven.

De opnames aan de automatische batdetectors die ook door andere experts als ‘eerder tweekleurige’ werden gedetermineerd (maar in waarnemingen.be nog niet zijn beoordeeld), waren er in twee verschillende nachten:

- 7 mei, om 1u37 aan detector D3
- 21 september, opeenvolgend aan detector D1 (23u19), D3 (23u43) en D2 (23u50)



Figuur 119. Spectrogram van 'zeer waarschijnlijke' tweekleurige vleermuis op 7 mei 2024.



Figuur 120. Spectrogram (puls detail) van 'zeer waarschijnlijke' tweekleurige vleermuis op 21 sept. 2024.

DISCUSSIE

Algemene bespreking

Globaal kunnen we stellen dat de nieuwe inventarisaties langs pand 140 in 2024 bevestigen dat de Leie een aanzienlijke waarde heeft voor zowel lokale als doortrekkende vleermuizen.

Het aantal detecties (als aantal vleermuispassages) per tijdseenheid zegt niets over het gebruik als loutere vliegroute of als foerageergebied. Aangezien er een correlatie bestaat (zie inleiding) tussen het aantal vangstpogingen (foerageergedrag) en de vleermuisactiviteit (als aantal detecties/passages), kunnen we toch stellen dat de verschillende onderzochte panden van de Leie belangrijk zijn als doortrekgebied (lijnvormige corridor) en minstens verschillende zones binnen het onderzoeksgebied ook als (tijdelijk) foerageergebied.

Het projectgebied van pand 140 scoort goed met 11 soorten, waaronder de voor Vlaanderen vrij zeldzame franjestaart, zeldzame kleine dwergvleermuis, meervleermuis en bosvleermuis, en waarschijnlijk ook de zeer zeldzame tweekleurige vleermuis. De soortenrijkdom en globale vleermuisactiviteit van de verschillende soorten is vergelijkbaar met de eerdere inventarisatie in 2018 in pand 140 (Van Kerckvoorde *et al.*, 2020) en met de andere onderzochte panden 160 en 150 in resp. 2021 en 2022 (Van Kerckvoorde *et al.*, 2023 & 2024). Toch zijn er ook zeer lokale en tijdelijke verschillen die de complexiteit aantonen van de mogelijke factoren die een invloed kunnen hebben op de vleermuisactiviteit.

De vleermuisactiviteit was algemeen gezien aanzienlijk in alle onderzochte seizoenen (voorjaar, zomer, najaar). De activiteit van de ruige dwergvleermuis was wel het hoogst in het voor- en najaar. Dit is voor deze soort in andere gebieden in Vlaanderen doorgaans ook zichtbaar, aangezien de ruige dwergvleermuis hier een doortrekkende soort in vrij grote aantallen is, en slechts in kleinere aantallen een tijdelijke gast in de zomer (zie ook verder in bespreking per soort). Bij de watervleermuis was de activiteit redelijk verspreid over het gehele jaar, zonder hoge pieken.

De activiteit van de gewone dwergvleermuis en deels ook ruige dwergvleermuis in pand 140 bleef in het voorjaar en zomer van 2024 vaak hoog tot diep in de nacht. In het najaar zien we in de activiteit van beide soorten, in het bijzonder bij gewone dwergvleermuis, een duidelijke daling later in de avond en nacht (vermoedelijk door lagere temperaturen), met tegen de vroege ochtend wel opnieuw een toename die mogelijk te verklaren is door verplaatsingen naar de rustplaatsen. Bij de eerdere metingen in 2018 in pand 140 werd in het najaar een gelijkaardige nachtevolutie vastgesteld voor gewone dwergvleermuis (Van Kerckvoorde *et al.*, 2020). Een vrij gelijkaardig patroon is bijvoorbeeld beschreven in de natuurgebieden en natuurverbindingen langs de Waaslandhaven (Spanoghe *et al.*, 2008; Gyselings *et al.*, 2011) en langs de Leie in de andere panden 150 en 160 (Van Kerckvoorde *et al.*, 2023 & 2024).

Zeer lokale factoren kunnen voor alle soorten een belangrijke invloed hebben op de vleermuisactiviteit. De hoeveelheid aan prooien zoals muggen en andere insecten, is uiteraard een zeer belangrijke variabele die afhankelijk is van bijvoorbeeld de vegetatie en beschuttingsgraad, maar ook de periode van het jaar en weersomstandigheden zoals wind en temperatuur spelen een rol. In 2024 kon voor het eerst langs de Leie de mogelijke invloed van de nieuw ingerichte plasbermen onderzocht worden (zie hieronder in 4.3.2).

4.3.2 Effect van de nieuw ingerichte plasbermen

De vergelijking van vleermuisactiviteit vóór (2018) en na (2024) de aanleg van nieuwe plasbermen, toont dat deze inrichting een significant positief effect heeft op de activiteit van de meest voorkomende soorten. Het groot aantal detecties van deze soorten laat toe om een al dan niet positief effect statistisch te onderbouwen. Het positief effect komt bij de actieve punt-transect-avondmetingen - zoals verwacht - vooral tot uiting op meetpunten aan de waterkant, en veel minder of niet op meetpunten langs het jaagpad. Dit bevestigt dat het effect sterk locatiegebonden is en samenhangt met de onmiddellijke nabijheid (ca. binnen de 25 m) van de nieuw ingerichte oeverzones. Bij de automatische batdetectormetingen (= allemaal langs de waterkant) was dit positief effect nog duidelijker.

We konden het positief effect van de nieuwe plasbermen op bepaalde momenten ook visueel waarnemen met een warmtebeeldkijker tijdens de punt-transect-avondmetingen. Op bepaalde locaties boven nieuwe plasbermen, waren foeragerende watervleermuizen laag boven het water binnen de plasbermen te zien en we zagen ook grote aantallen in groep foeragerende dwergvleermuizen tot op ongeveer 10 meter hoogte boven de plasbermen⁶ (zie ook 4.2.1).

Hoewel we een verhoogde foerageeractiviteit van de gewone en ruige dwergvleermuis vaststelden aan de nieuwe plasbermen valt niet uit te sluiten dat het vellen van de bomen en struiken voor de inrichting ook een negatief effect had op de vliegroute/trekroute van vleermuizen. We denken hierbij aan soorten zoals (gewone) grootoor en baardvleermuis, die meer gebonden zijn aan bossen, waarvoor het (tijdelijk) meer open landschap langs de Leie minder gunstig is. De resultaten van de grootoor wijzen in die richting (zie ook verder).

Verschillen tussen meetlocaties

Zowel de actieve punt-transect-avondmetingen als de automatische batdetectormetingen tonen aan dat op grotere afstand van de oever (jaagpad) geen significante verschillen optreden tussen zones met en zonder nieuwe plasbermen. Dit wijst erop dat de inrichting geen algemeen effect heeft op de ruimere landschappelijke vliegroute, maar eerder een lokale versterking van foerageerhabitat veroorzaakt. De plasbermen creëren vermoedelijk een aantrekkelijker microhabitat, onder meer door een toename van insecten, beschutting tegen wind en golfslag, en een gevarieerdere oeverstructuur.

Soortspecifieke effecten bij de meest voorkomende soorten

De gewone dwergvleermuis vertoont een uitgesproken positieve respons op de nieuwe plasbermen. Zowel de punt-transect-avondmetingen als passieve metingen met automatische batdetectors tonen een significante tot zeer significante toename van activiteit, met name in het voorjaar. Dit seizoen is ecologisch bijzonder relevant, aangezien vleermuizen dan stilaan kraamkolonies⁷ vormen om zich voort te planten en sterk afhankelijk zijn van kwalitatieve foerageergebieden. Het feit dat het voorjaar het sterkst bijdraagt aan het seizoenoverschrijdende effect suggereert dat de nieuwe plasbermen vooral in deze periode een belangrijke functie vervullen, vermoedelijk ook door een piek in de insectenpopulaties. Dit laatste is interessant om meer in detail te onderzoeken.

⁶ Foeragerende vleermuizen aan nieuwe plasberm <https://www.youtube.com/watch?v=h0swYQl4mfw>

⁷ Zomerverblijfplaatsen van vrouwtjes waar de jongen worden grootgebracht

Voor de watervleermuis zijn de resultaten minder eenduidig. Bij de actieve punt-transect-avondmetingen werden geen significante verschillen vastgesteld, wat mogelijk samenhangt met het beperkte aantal waarnemingen en de methodologische beperkingen van deze meetmethode voor deze soort. Er was wel een opvallende sterke toename in het voorjaar (maar net niet significant) en met warmtebeeldkijker werd de soort ook meermaals foeragerend gezien laag boven de nieuwe plasbermen (zie boven). De automatische metingen tonen alleszins wel een zeer significant positief effect in het voorjaar, maar een omgekeerd patroon in het najaar. Dit kan wijzen op seizoensgebonden veranderingen van het voedselaanbod in de plasbermen, of op veranderingen in de controlezones die niet gerelateerd zijn aan de plasbermen. Het ontbreken van een significant positief effect in de zomer en het najaar onderstreept dat de respons van de watervleermuis wellicht complexer is en mogelijk beïnvloed wordt door meerdere factoren. De exacte plaats van de meetpunten kan ook een invloed gehad hebben. Zo moesten de automatische batdetectors omwille van praktische redenen aan het begin of einde van de nieuwe plasbermen worden geïnstalleerd. Foeragerende watervleermuizen komen mogelijk niet altijd tot tegen deze randen. Nader onderzoek met indien mogelijk een betere detectoropstelling is aangeraden, bijvoorbeeld door de installatie van een paal.

Over zeldzame soorten zoals de meervleermuis kunnen we door het kleine aantal detecties onvoldoende betrouwbare conclusies trekken. Ze zijn niet in de analyse opgenomen.

Methodologische overwegingen

De combinatie van actieve punt-transect-avondmetingen en continue passieve automatische batdetectormetingen blijkt een duidelijke meerwaarde te hebben. Bij de actieve avondmetingen waren er een groter aantal locaties met waarnemingen, maar waren de meetmomenten beperkt. De passieve automatische detectormetingen waren op een beperkt aantal locaties, maar vormden een veel grotere dataset door de continue werking tijdens een groot aantal meetnachten. De toepassing van GLMM-analyses, met correcties voor random effecten, versterkt de conclusies en maakt het mogelijk om reële inrichtingseffecten te onderscheiden van natuurlijke variatie. In de resultaten van de GLMM is het positief effect op de vleermuisactiviteit sterker zichtbaar.

4.3.3 Algemene bespreking per soort

Hieronder volgt algemene informatie over de ecologie en verspreiding van de soorten (o.a. op basis van Dietz *et al.* (2011), Dietz & Kiefer (2017), en informatie op www.waarnemingen.be) met ook telkens een beknopte bespreking in functie van het onderzoeksgebied langs de Leie.

4.3.3.1 Gewone dwergvleermuis

De gewone dwergvleermuis is een zeer flexibele soort wat betreft biotoopeisen. De soort komt overal algemeen voor, ook in steden. Ze is voor verblijfplaatsen sterk gebonden aan gebouwen. De soort foerageert bij voorkeur in bossen, bosranden, bomenrijen, houtkanten, water en moeras, en boomrijke tuinen. Het is de meest algemene vleermuissoort in Vlaanderen, met een status 'momenteel niet in gevaar' op de IUCN Rode-Lijst van de zoogdieren in Vlaanderen (Maes *et al.*, 2014).

De soort is ook de meest algemene soort langs de Leie. We verwachten dat er kraamkolonies⁸ en andere verzamelplaatsen zijn in enkele huizen in de omgeving.

Met de actieve punt-transect-avondmetingen met mobiele batdetector op de vaste punten in pand 140 in 2024 werd het grootste aantal van de gewone dwergvleermuis tijdens het voorjaar vastgesteld. Dit viel ook op in pand 160 in 2022, en deels in pand 140 in 2018 en pand 150 in 2021 (Van Kerckvoorde *et al.*, 2020, 2023 & 2024). Tijdens het tweede deel van de lente, in de zomer en in eerste helft van het najaar, werden bij de actieve punt-transect-avondmetingen aan de waterkant ook meer gewone dwergvleermuizen waargenomen dan aan de kant van het jaagpad. In 2018 werd dit algemeen ook in pand 140 vastgesteld, alsook in de andere panden in 2021 en 2022 (Van Kerckvoorde *et al.*, 2020, 2023 & 2024). Dit is te verklaren doordat naar verwachting langs het water ook meer insecten zoals muggen vliegen.

Bij de passieve metingen met automatische batdetectors langs het water, zien we in bepaalde nachten en periodes opvallende pieken en dalen. Dit schrijven we toe aan wisselende weersomstandigheden. Hetzelfde stelden we vast in eerdere jaren in de andere panden (Van Kerckvoorde *et al.*, 2020, 2023 & 2024). Wellicht zijn ook andere zeer lokale factoren (deels) de oorzaak van bepaalde al dan niet tijdelijke verschillen tussen meetpunten bij zowel de actieve als passieve metingen. Er kunnen bijvoorbeeld tijdelijk enkele vleermuizen lokaal veelvuldig foerageren.

⁸ Zomerverblijfplaatsen van vrouwtjes waar de jongen worden grootgebracht

Uit de actieve punt-transect-avondmetingen met mobiele batdetector op de vaste punten in pand 140 blijkt dat er aan de waterkant veel meer activiteit was dan aan de kant van het jaagpad. Gezien de voedselvoorkeur van de soort, valt dit te verwachten.

Volgens de literatuur vertoont de voorjaars trek doorgaans een minder duidelijke piek dan de najaars trek (RVO, 2014). Bij het onderzoek langs de Leie zijn die pieken niet zo duidelijk. De weersomstandigheden spelen altijd een grote rol. Doortrekkende dieren zullen in bepaalde nachten ook soms lokaal foerageren waardoor het aantal detecties plaatselijk veel hoger kan zijn. Verder moeten we ook rekening houden met het feit dat soorten zoals de ruige dwergvleermuis tijdens de trek in bepaalde weersomstandigheden soms relatief hoog vliegen waardoor een deel niet gedetecteerd kan worden door een batdetector op manshoogte.

De activiteit van ruige dwergvleermuis bleek langs de Leie alleszins sterk afhankelijk van de locatie, zowel wat betreft het aantal detecties als het aandeel, in vergelijking met gewone dwergvleermuis. Diverse zeer lokale factoren kunnen daarvan de oorzaak zijn. Zoals reeds beschreven in 4.3.2, vertoont de ruige dwergvleermuis net zoals de gewone dwergvleermuis een uitgesproken positieve respons op de nieuwe plasbermen. Zowel de punt-transect-avondmetingen als passieve metingen met automatische batdetectors tonen een significante tot zeer significante toename van activiteit, in het bijzonder in het voorjaar en de zomer.

De kleine dwergvleermuis werd relatief recent ontdekt in Vlaanderen dankzij het gebruik van professionele batdetectors. De eerste opname werd gemaakt in mei 1998 in Ieper en jaarlijks zijn er enkele zekere waarnemingen, wellicht van doortrekkers. Op dit ogenblik is nog niet geweten of de kleine dwergvleermuis zich in Vlaanderen voortplant of niet. Het is wellicht een zeldzame vleermuis in Vlaanderen. Op de IUCN Rode-Lijst van de zoogdieren in Vlaanderen (Maes *et al.*, 2014) heeft deze soort dan ook de status 'onvoldoende data'.

De zekere waarnemingen met de automatische batdetectors langs de Leie in pand 140 in 2024, op 3 augustus 2024 (meetpunt D3), en op 1 oktober 2024 (enkele keren aan meetpunt D2) zullen wellicht telkens doortrekkende dieren geweest zijn. In 2018 waren er in pand 140 ook enkele registraties, zoals ook in de andere panden in 2021 en 2022.

Onderzoek toonde aan dat meervleermuizen tijdens de zomer tot zeker 25 km kunnen afleggen tussen de kolonie en de foerageergebieden. In de nazomer en het najaar kunnen ze middellange afstanden (tot zelfs 300 km) trekken tussen zomergebieden en meer zuidelijk gelegen wintergebieden. Vermoedelijk trekken ze vooral langs kanalen en grote rivieren. Hoewel op zijn minst een deel van de Vlaamse populatie in zuidelijke richtingen wegtrekt, is het best mogelijk dat een (groot) deel van deze dieren ook gewoon ter plaatse blijft overwinteren in nog onbekende objecten.

4.3.3.6 Baardvleermuis (baard-/Brandts vleermuis)

4.3.3.7 Franjestaart

De franjestaart heeft een status 'onvoldoende data' (zomer) en 'momenteel niet in gevaar' (winter) op de IUCN Rode-Lijst van de zoogdieren in Vlaanderen (Maes *et al.*, 2014).

Over de verspreiding in Vlaanderen van franjestaart in de zomer is relatief weinig gekend, deels omdat de soort moeilijk te detecteren is en kolonies zich doorgaans in bomen bevinden. Het is een vrij zeldzame soort in Oost- en West-Vlaanderen met relatief weinig zomerwaarnemingen, hoewel de huidige gekende verspreiding min of meer overeenkomt met bosregio's waar intensief onderzoek naar vleermuizen is gebeurd. Bij gericht onderzoek worden soms kraamkolonies gevonden.

Langs de Leie in pand 140 waren er met de automatische detectors in alle seizoenen enkele zekere registraties, en ook één tijdens de punt-transect-avondmetingen. Wellicht is er in de omgeving een verblijfplaats, maar de soort blijft een relatief zeldzame verschijning langs de Leie.

Gewone en grijze grootoorvleermuizen kunnen erg moeilijk van elkaar onderscheiden worden op basis van batdetector-opnames. Veel waarnemingen worden daarom ingevoerd als 'grootoor spec'. De grijze grootoor (zie verder) is veel zeldzamer in Vlaanderen. Langs de Leie zullen alle of toch zeker de meeste detecties betrekking hebben op de gewone grootoor.

Grootoorvleermuizen worden doorgaans beschouwd als echte bossoorten, maar recente studies tonen dat ook meer halfopen gebieden een aanzienlijk deel uitmaken van het biotoop. Met de grote oren en brede vleugels jaagt de soort vooral op nachtvlinders en stilzittende prooien die van de vegetatie worden afgeplukt. Grootoren hebben een zeer stille en zachte sonar, waardoor ze slechts op enkele meters afstand met een batdetector te vinden zijn. De soort heeft zowel zomerkolonies in gebouwen als in holle bomen en vleermuiskasten. In gebouwen heeft de soort een voorkeur voor warme ruime zolders zoals kerkzolders. In de winter zitten ze vaak in forten, bunkers en (ijs)kelders. De gewone grootoor heeft de status ‘bijna in gevaar’ op de IUCN Rode-Lijst van de zoogdieren in Vlaanderen (Maes *et al.*, 2014).

4.3.3.11 Bosvleermuis

In het bos zelf verkiezen bosvleermuizen niet al te grote kapvlaktes, brede bosdreven, open plekken, bosranden, poelen, percelen met een open structuur en ook percelen die enkele jaren na stormschade opnieuw door een rijke onderbegroeiing zijn ingepalmd. In Duitsland vond men dat bosvleermuizen - net als valse vleermuizen - ook houden van oude beukenbestanden zonder onderbegroeiing, de zogenaamde 'beukenkathedralen'. Via telemetrieonderzoek in het buitenland vond men ook jagende dieren langs spoorwegbermen en verlichte wegen, boven hooilanden en geasfalteerde oppervlakken of andere plaatsen die overdag sterk opwarmen.

In Vlaanderen is de bosvleermuis zeer zeldzaam (status 'bedreigd' op de IUCN Rode-Lijst van de zoogdieren in Vlaanderen, Maes *et al.*, 2014). Toch zijn er verspreid in Vlaanderen detecties gekend met automatische batdetectors van kleine aantallen, vooral langs rivieren en bossen. De jachtgebieden kunnen echter tot meer dan 20 km verwijderd liggen van een verblijfplaats. Recent onderzoek met GPS-gezenderde vrouwtjes in Limburg toonde aan dat lokale dieren soms zelfs tot ruim 100 km per nacht vlogen van de kolonie tot het foerageergebied en terug (Janssen *et al.*, 2019). Er zijn slechts een paar kraamkolonies gekend in Vlaanderen, allemaal in Limburg. Net ten zuidoosten van Ronse werd in Wallonië ook een kolonie vastgesteld. De kraamkolonies bevinden zich doorgaans in holtes van bomen en ook het overwinteren (van dieren die in onze regio blijven) gebeurt meestal in bomen. Mogelijk zijn er nog enkele niet bekende kraamkolonies in Vlaanderen. Een aantal bossen in de Vlaamse Ardennen, maar ook langs de Scheldevallei en misschien in de Leievallei, hebben potentieel. Net zoals bij de rosse vleermuis, trekken vele dieren uit Noord- en Oost-Europa (en in mindere mate ook dieren uit Centraal-Europa) in het najaar zuidwestwaarts naar warmere overwinteringsgebieden. Daarbij zijn afstanden tot meer dan 1500 km vastgesteld.

De waarnemingen van de bosvleermuis langs de Leie in pand 140 in 2024 hebben net zoals eerder in 2018 en ook in de andere panden, wellicht grotendeels betrekking op doortrek of zwervende dieren. Toch kan niet uitgesloten worden dat er ergens in de wijde omgeving een (tijdelijke) verblijfplaats was. De Leie kan voor de soort alleszins fungeren als belangrijk verbindings- en doortrekgebied. De verspreide bosjes, bomenrijen, nieuwe plasbermen, en vooral ook de Oude Leiearmen zijn potentieel interessant als foerageergebied voor deze soort.

4.3.3.12 Tweekleurige vleermuis

De tweekleurige vleermuis komt vooral voor in Zuid-Scandinavië, Oost-Frankrijk en de Alpen. In het oosten strekt zijn leefgebied zich uit van Centraal-Europa tot Korea. Van nature bewonen ze rotsspleten en in mindere mate wellicht ook boomholten en vleermuiskasten. Oorspronkelijk prefereren ze rotsachtige gebieden, maar ze pasten ze zich aan aan het leven in een stedelijke omgeving en gebruiken nu ook nauwe ruimtes in hoge gebouwen als alternatieve verblijfplaats. De soort is bekend voor de uitgesproken trekbewegingen waarbij grote afstanden tot wel 1500 km worden afgelegd tussen winter- en zomerverblijven. Er is weinig bekend over waar ze de winter doorbrengen. Zo zijn in de Baltische staten, een kerngebied van de tweekleurige vleermuizen in Europa, 's winters nog geen dieren in winterslaap gevonden. Ook elders in Europa zijn weinig of geen groepen van overwinterende tweekleurige vleermuizen bekend. Er ook weinig bekend over de migratie. Nieuw ontwikkelde zenders laten wel toe de soort te volgen en meer over het trekgedrag te weten te komen. In april 2025 vloog een gezenderde tweekleurige vleermuis in één nacht maar liefst twee keer het Kanaal in de Noordzee over, een afstand van ongeveer 400 km in slechts 7 uur. Deze zeldzame, migrerende vleermuis, vloog van België naar Engeland en weer terug, wat inzicht gaf in het trekgedrag.

De waarschijnlijke waarnemingen langs de Leie in 2024 zijn moeilijk te kaderen aangezien er zo weinig gekend is van deze zeldzame soort in Vlaanderen.

- Bij het onderzoek in 2018 (nog voor de nieuwe plasberminrichting) was de exacte plaats van deze toekomstige plasbermen nog niet gekend. De keuze van de meetpunten was daardoor random, en de meetpunten in 2024 moesten idealiter gelijk zijn aan de originele punten. De vleermuisactiviteit kan immers sterk afhangen van verschillende lokale factoren. Hoewel in de statistische analyse met GLMM zoveel mogelijk rekening is gehouden met random variabelen, was er idealiter in 2018 al meer informatie voorhanden voor een optimale bepaling van de meetpunten.
- Om ze makkelijk en veilig te installeren, moesten de automatische batdetectors aan het begin of einde van de nieuwe plasbermen worden geïnstalleerd. Vleermuizen die boven deze plasbermen foerageren, vliegen mogelijk niet altijd tot aan de detectors. Dit kan vooral het geval zijn bij de watervleermuis (zie ook 4.3.2). Het positief effect op soorten zoals watervleermuis kan hierdoor mogelijks onderschat zijn (en was nu ook enkel positief in het voorjaar). We raden aan om nader onderzoek te voeren met een detector die meer centraal aan een plasbermtraject wordt opgesteld, bijvoorbeeld met een speciaal daarvoor geïnstalleerde paal. Om zoveel mogelijk lokale random effecten te capteren is het sowieso aangeraden om een groter aantal meetpunten te voorzien.
- We raden ook aan om bij verder onderzoek de vastgestelde vleermuisactiviteit te combineren met een reeks biotische en abiotische variabelen die een relatie kunnen hebben met de activiteit. De statistische analyse en conclusies kunnen hierdoor nog robuuster worden. Een belangrijke biotische variabele is de dichtheid en diversiteit van watergebonden insecten zoals muggenlarven, eendagsvliegen en kokerjuffers. Hiervoor kan de Belgische Biotische Index (BBI) bepaald worden van waterstalen. Als abiotische variabele kan bijvoorbeeld het zuurstofgehalte in rekening worden gebracht. Dit gehalte is cruciaal voor de overleving van veel insectenlarven. Belangrijk hierbij is dat de staalnames gebeuren bij een groot aantal meetpunten, en dit zo dicht mogelijk bij de meetpunten van vleermuisactiviteit.

Inrichting en beheer van leefgebieden

- Over het algemeen raden we aan om bij werkzaamheden voor bijvoorbeeld nieuwe plasbermen, waar mogelijk de bestaande bomen en struiken hoger op de oever zoveel mogelijk te behouden. Deze vegetatie vormt langs waterlopen vaak een belangrijke geleiding voor vleermuizen op hun dagelijkse vliegroute of tijdens de trek, en soms ook als foerageerzone (bv. als afscherming tegen de wind).
- Bij het vellen van bomen is het uiteraard belangrijk om bomen waar mogelijk te behouden wanneer die potentie hebben als verblijfplaats voor vleermuizen. Daarnaast raden we aan om ook te controleren op de aanwezigheid van vleermuizen vlak voor het vellen van de bomen.

Referenties

- Adriaens P. & Claus P. (2025). Groenbeheerplan Boven-Schelde. Corridor bv, Gent.
- AGIV (2009). Topografische kaart, 1:10.000, Vlaanderen, digitale versie.
- AGIV (2022). Orthofoto's, middenschallig, kleur, opname 2022, digitale versie.
- AGIV (2024). Orthofoto's, middenschallig, kleur, opname 2024, digitale versie.
- Andersen L.H., Nummi P., Rafn J., Frederiksen C.M.S., Kristjansen M.P., Lauridsen T.L. Trøjelsgaard K., Pertoldi C., Bruhn D. & Bahrndorff S. (2021). Can reed harvest be used as a management strategy for improving invertebrate biomass and diversity? *Journal of Environmental Management* 300: 113637. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113637>
- Arcadis (2017). Seine-Schelde. Globale actualisatiestudie Leie-as. Studierapport groenbeheerplan.
- Copp G.H., Oliver J.M., Penáz M. & Roux A.L. (1991). Juvenile fishes as functional descriptors of fluvial ecosystem dynamics: applications on the river Rhône, France. *Regulated Rivers: research and management* 6: 135–145. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450060209>
- Crombaghs B.H.J.M., Akkermans R.W., Gubbels R.E.M.B. & Hoogwerf G. (2000). Vissen in Limburgse beken. Stichting natuurpublicaties Limburg, Maastricht.
- CUR (1999). Natuurvriendelijke oevers: belasting en sterkte. Civieltechnisch centrum uitvoering research en regelgeving, publicatie 201, Gouda.
- De Becker P., Van Uytvanck J. & Van de Meutter F. (2022). Hoofdstuk 8. Graslandbeheer. In: Van Uytvanck J., Hermij M., De Blust G. & Hoffmann M. (2022). *Natuurbeheer. Praktijk en wetenschap hand in hand*. Uitgeverij Sterck & De Vreese.
- De Bie E. (2016). Klassieke vegetatieopname in een proefvlak aan de hand van visuele inschattingen van bedekking van soorten in (semi-)terrestrische vegetatie SVP-401. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Dejonghe W., Boon N., Seghers D., Top E.M. & Verstraete W. (2001). Bioaugmentation of soils by increasing microbial richness: missing links. *Environmental Microbiology* 3: 649–657. <https://doi.org/10.1046/j.1462-2920.2001.00236.x>
- De Saeger S., Oosterlynck P., Guelinckx R. & Paelinckx D. (2016). BWK en Habitatkartering. Een praktische handleiding. Deel 1: Methodologie: karteerregels, karteringseenheden en hoofdsleutel: versie 1. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2016.11613609. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- De Saeger S. & Wouters J. (2018). BWK en Habitatkartering, een praktische handleiding. Deel 5: de graslandsleutel. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018, 4. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. <https://doi.org/10.21436/inbor.13847497>
- De Schrijver A., Demey A., De Frenne P., Schelfhout S., Vergheynst J., De Smedt P. & Verheyen K. (2013). Stikstof en biodiversiteit: een onverzoenbaar duo. *Natuur.focus* 13: 92–102

<https://doi.org/10.21436/inbor.104411702>

Limnology 49: 51–63. <https://doi.org/10.1051/limn/2013039>

Bosonderzoek, Brussel. <https://doi.org/10.21436/inbor.17097948>

beheerevaluatie. <https://inbo.github.io/beheermonitoring/indicatoren/index.html>

en Bosonderzoek, Brussel. <https://doi.org/10.21436/inbor.12764745>

Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen.

<https://doi.org/10.21436/inbor.13802509>

application et recommandations. Direction des Cours d'Eau Non Navigables.

<https://doi.org/10.1111/fme.12052>

Journal of Applied Ecology 33: 508–518. <https://doi.org/10.2307/2404980>

143. <https://doi.org/10.1111/jai.13212>

Grammar of Graphics. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.ggplot2>

Bijlagen

Bijlage 1. Digitale GIS-bestanden vegetatie.

GIS-bestanden (shapefile in ArcMap-formaat, Lambert-72 projectie):

- Proefvlakken_dijkvegetatie_DeinzeGottem
- Proefvlakken_oevervegetatie_DeinzeGottem
- Glanshavergraslandsoorten_DeinzeGottem
- Robinia_DeinzeGottem

Volgende attribuutvelden worden gebruikt in bovengenoemde shp-files:

- attribuutveld 'ID_opname': de naam van het proefvlak
- attribuutveld 'soort': duidt op een plantensoort
- attribuutveld 'aantal': aantallen die zijn gevonden van een plantensoort
- attribuutveld 'WZ LZ': waterzijde of landzijde.

Bijlage 2. Digitale bestanden vleermuizen.

GIS-bestanden (shapefile in ArcMap-formaat, Lambert-72 projectie):

- Locatie van de automatische batdetector-meetpunten in 2018: swiftpunten140_2018
- Locatie van de automatische batdetector-meetpunten in 2024: swiftpunten140_2024
- Locatie van de punt-transect-avondmeetpunten in 2018: transectpunten140_2018
- Locatie van de punt-transect-avondmeetpunten in 2024: transectpunten140_2024
- Situering van deeltrajecten met wel/geen nieuwe plasbermen: pand140traject_2024
- Situering van niet onderzochte zone in 2024: pand140nieuonderzocht_2024

Excel bestanden met resultaten van de tellingen:

- Actieve losse transect-avondmetingen 2024: transectmetingen140_2024
- Actieve punt-transect-avondmetingen in 2018 en 2024: pttmetingen20182024c
- Passieve automatische detectormetingen in 2018 en 2024: autometingen20182024b

Figuren van vergelijking tussen metingen in 2018 en 2024, zowel boxplots als GLMM:

- Alle figuren van de actieve punt-transect-avondmetingen in 2018 vs. 2024
- Alle figuren van de passieve automatische detectormetingen in 2018 vs. 2024