

# Achteruitgang van kenmerkende libellen in vennen



## Colofon

©2026 OBN Natuurkennis, een samenwerkingsverband tussen VBNE, ministerie LVVN En BIJ12.

Onderzoeksrapport nummer 2026/ OBN-2021-127-NZ

Driebergen, januari 2026

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van BIJ12 en het Ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur.

Deze uitgave is online gepubliceerd op [www.natuurkennis.nl](http://www.natuurkennis.nl)

### Auteursrecht

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Foto voorzijde                      Zwarte heidelibel

Fotograaf                              Hein van Kleef

### Wijze van citeren

*Van Kleef, H.H., W.C.E.P. Verberk, B. van de Riet, Y. Verstijnen, B. Achterkamp, J.G.J. Boerrigter, E. Brouwer, A. Kersbergen, R.H.A. van Grunsven, J. Bouwman, D. Tempelman en J.T. Kuper, 2025.*

### **Achteruitgang van kenmerkende libellen in vennen**

*Onderzoeksrapport OBN-2021-127-NZ, OBN Natuurkennis, Driebergen.*

### Samenstelling

Hein van Kleef, Jan Kuper

Stichting Bargerveen

Wilco Verberk, Jeroen Boerrigter

Radboud Universiteit

Bas van de Riet, Emiel Brouwer, Yvon Verstijnen

Onderzoekscentrum B-Ware

Bart Achterkamp, Arie Kersbergen

Waardenburg Ecology

Roy van Grunsven

Vlinderstichting

Jaap Bouwman

Bosgroep Midden Nederland

David Tempelman

Tempelman Ecologie V.O.F.

### Productie

Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE)

Adres                                      Princenhof Park 7, 3972 NG Driebergen

Telefoon                                    0343 – 745 250

E-mail                                        obn@vbne.nl

## Voorwoord

Behoud maar zeker ook het herstel van biodiversiteit behoort tot de kerndoelen van de overheid. Om dit doel te realiseren ontwikkelt en verspreidt OBN Natuurkennis al meer dan 35 jaar daarvoor toepasbare kennis over herstelmaatregelen voor Natura 2000, de aanpak van stikstof, de leefgebiedenbenadering, de ontwikkeling van nieuwe natuur en het cultuurlandschap.

De biodiversiteit in vennen neemt af. Dat is vooral goed te merken aan de libellenfauna, die zeer kenmerkend is voor deze vennen. Vooral is het opvallend dat niet alleen zeldzame soorten achteruitgaan, maar ook de soorten die tot 2010 heel algemeen waren zoals maanwaterjuffer, gewone pantserjuffer, noordse witsnuitlibel en zwarte heidelibel. In dit onderzoek is gekeken naar de oorzaak van de achteruitgang van deze voorheen algemene soorten.

Het blijkt dat vooral de gebrekkige zuurstofvoorziening een probleem is voor de libellen. In dit rapport laten de onderzoekers zien wat beheerders kunnen doen om die zuurstofvoorziening goed te houden. Ze leggen uit welke voordelen het heeft om bijvoorbeeld de windwerking te vergroten, het slib te verwijderen of de hydrologie te verbeteren. Zeker in gebieden waar de soorten nog voorkomen, kunnen dit soort maatregelen snel een positief effect hebben. Wel moeten beheerders oplettend zijn bij het uitvoeren van maatregelen: want de maatregelen zijn weliswaar geschikt voor de fauna, maar het is nog niet helemaal duidelijk hoe de flora op de maatregelen reageert. Dus doen de onderzoekers een oproep om die effecten goed te monitoren zodat de flora niet lijdt onder de effectieve maatregelen voor de fauna.

Ik wens u veel leesplezier,

Petra Ket

Voorzitter van de OBN Adviescommissie

---

# Inhoud

<b>Samenvatting</b> .....	<b>6</b>
<b>Summary</b> .....	<b>10</b>
<b>Dankwoord</b> .....	<b>14</b>
<b>1 Inleiding</b> .....	<b>15</b>
1.1 Probleemstelling.....	15
1.1.1 Veranderende vennen .....	15
<b>2 Materiaal en methoden</b> .....	<b>17</b>
2.1 Veldstudie 1 – Patronen op landschapsschaal .....	17
2.2 Veldstudie 2 – Patronen op habitatschaal .....	21
2.3 Experiment 1 – Zuurstofverbruik van libellenlarven .....	22
2.4 Experiment 2 – Zuurstofverbruik van slibbodems i.r.t. temperatuur en zuurgraad .....	27
2.4.1 Selectie van de slibbodems voor het experiment .....	27
2.4.2 Pilotstudie.....	29
2.4.3 Experimentele opzet.....	30
<b>3 Resultaten en discussie</b> .....	<b>32</b>
3.1 Veldstudies eigenschappen van libellenhabitat .....	32
3.1.1 Maanwaterjufferhabitat.....	32
3.1.2 Noordse witsnuitlibelhabitat .....	36
3.1.3 Zwarte heidelibelhabitat .....	40
3.1.4 Samenvatting habitatstudies.....	45
3.2 Voorkomen kenmerkende macrofauna in zure vennen .....	46
3.3 Zuurstofverbruik van libellenlarven .....	49
3.3.1 Algemene patronen zuurstofverbruik .....	49
3.3.2 Zuurstofstress: een te hoge behoefte of te lage opnamecapaciteit?.....	50
3.3.3 Verschillen tussen soorten .....	51
3.3.4 Conclusies .....	53
3.4 Zuurstofverbruik van venbodems .....	54
3.4.1 Biogeochemische kenmerken van de onderzochte slibbodems .....	54
3.4.2 Gegevensverwerking en effectiviteit van de pH en temperatuurbehandelingen .....	55
3.4.3 Effect van de pH en temperatuur op het zuurstofverbruik .....	56
3.4.4 Veranderingen in poriewaterchemie.....	58
3.4.5 Samenvatting experiment zuurstofverbruik bodem .....	60
<b>4 Conclusies</b> .....	<b>63</b>
4.1 Kort samengevat.....	63
4.2 Aanbevelingen voor beheer .....	64
<b>5 Literatuur</b> .....	<b>68</b>
<b>6 Bijlagen</b> .....	<b>70</b>

---

6.1	Berekende zuurstofverbruik op basis van de richtingscoëfficiënt. ....	70
6.2	Tijd tot bereiken lage zuurstofconcentratie .....	71
6.3	Richtingscoëfficiënten zuurstofverbruik .....	75
6.4	Poriewaterchemie experiment 2.....	79
6.5	Watermacrofauna .....	82



# Samenvatting

## Aanleiding

Vennen zijn een karakteristieke onderdeel van het Nederlandse heidelandschap. Als natte oases voegen zij een compleet ander soortenspectrum toe aan het verder droge landschap. Er worden verschillende soorten vennen onderscheiden: zure, zeer zwakgebufferde en zwakgebufferde, resp. habitattypen H3160, H3110 en H3130. Hiervan zijn de zure vennen veruit de meest voorkomende verschijningsvorm. De biodiversiteit in zure vennen neemt af. Dit is met name duidelijk in de libellenfauna, welke zeer kenmerkend is voor deze vennen. Sinds ongeveer 2010 zien we een sterke afname bij veel soorten, waaronder soorten die voorheen heel algemeen waren. Dit betreft onder andere maanwaterjuffer, gewone pantserjuffer, noordse witsnuitlibel en zwarte heidelibel. De oorzaken voor deze achteruitgang zijn niet bekend en zijn onderwerp van dit OBN- onderzoek.

## Onderzoek

Verschillende hypothesen zijn getoetst die de afname van kenmerkende libellen in zure vennen kunnen verklaren, waarbij toegenomen zuurstoftekort als mogelijke oorzaak centraal staat.

**Hypothese 1.** *In zure vennen hebben afgenomen verzuring en een hogere watertemperatuur geleid tot een verhoogde biologische activiteit in organische onderwaterbodems waardoor de zuurstofbeschikbaarheid voor aquatische ongewervelden afneemt.*

Sinds eind vorige eeuw is de zuurgraad in zure vennen ongeveer een factor 10 minder geworden. Tevens is de gemiddelde watertemperatuur in de vennen met 2 graden gestegen. In een labexperiment is onderzocht hoe het zuurstofverbruik van venbodems reageert op een pH-stijging en/of een toename van de temperatuur. Hiervoor werden venbodem uit verschillende vennen verzameld en geïncubeerd in glazen cilindres. De zuurgraad werd aangepast door toediening van zuur dan wel base en de temperatuur werd constant gehouden op 15, 21 of 26 °C.

Uit het labexperiment blijkt dat zowel minder zuur water als een hogere temperatuur over het algemeen leiden tot een grotere consumptie van zuurstof in de waterlaag. Bij het stijgen van de pH komen er ook opgeloste organische verbindingen vrij die mogelijk de zuurstofconsumptie door micro-organismen verder doen toenemen. Ook lost er in warmer water minder zuurstof op.

**Hypothese 2.** *Sterk afnemende libellensoorten, die kenmerkend zijn voor zure vennen, zijn gevoeliger voor zuurstoftekort en/of temperatuurstijging dan vergelijkbare libellensoorten met een bredere verspreiding die minder sterk afnemen.*

Larven van verschillende libellensoorten zijn in een experimentele opstelling geplaatst. Deze bestond uit kleine afgesloten glazen buisjes met daarin een zuurstofsensoren. De sensor mat de afname van de zuurstofconcentratie in de buisjes en daarmee de zuurstofconsumptie van de dieren. Larven van maanwaterjuffer (sterke afname) werden vergeleken met azuurwaterjuffer (stabiele trend), noordse witsnuitlibel (sterke afname) met venwitsnuitlibel (matige afname) en zwarte heidelibel (sterke afname) met bloedrode heidelibel.

De metingen aan zuurstofverbruik van libellenlarven laten zien dat maanwaterjuffer eerder in de problemen komt dan andere libellensoorten als de zuurstofbeschikbaarheid in het water afneemt. Voor de andere onderzochte soorten, de noordse witsnuitlibel en zwarte heidelibel, laten de metingen niet duidelijk zien dat zij gevoeliger zijn dan andere libellensoorten.

**Hypothese 3.** *Libellenpopulaties zijn vooral verdwenen in vennen waar meer afbraak optreedt van organische bodems.*

De omstandigheden zijn vergeleken tussen vennen waar drie modelsoorten, maanwaterjuffer, noordse witsnuitlibel en zwarte heidelibel, zijn verdwenen en vennen waar deze soorten zich hebben weten te handhaven. Een groot aantal parameters zijn gemeten: chemische samenstelling van oppervlaktewater en porievocht, helling van de venoever, dikte van de sliblaag, aanwezigheid van predatoren, landgebruik in de omgeving en de aanwezige vegetatie.

In vennen waar noordse witsnuitlibel of zwarte heidelibel zijn verdwenen wijzen verhoogde concentraties fosfor en/of ammonium in oppervlaktewater en bodemvocht op een hogere biologische activiteit. Maanwaterjufferpopulaties, daarentegen, zijn vooral verdwenen in vennen die gevoelig zijn voor droogval. Dit erop wijst dat recente droge jaren een rol kunnen hebben gespeeld in de recente achteruitgang.

**Hypothese 4.** *Libellen kunnen zich nog handhaven daar waar larven de mogelijkheid hebben om slechte zuurstofcondities te ontwijken.*

Hiervoor zijn we op zoek gegaan naar de plekken waar de larven van de drie modelsoorten zich in de vennen ophouden. Vennen waar in het voorgaande jaar flinke aantallen van de betreffende soorten waren waargenomen zijn daarvoor bezocht.

Alle drie de bestudeerde soorten zoeken op één of andere manier plekken op waardoor zij minder last hebben van zuurstofarme omstandigheden die samenhangen met biologische afbraak in slibbodems. Larven van alle drie de soorten werden waargenomen hoog in de waterlaag en daarmee op maximale afstand tot de bodem. Maanwaterjuffer en zwarte heidelibel zaten daarbij in oevervegetatie, terwijl noordse witsnuitlibel werd aangetroffen op een hele steile oever. Bovendien zaten zij op plekken waaronder slechts een dunne sliblaag aanwezig was. Larven van maanwaterjuffer werden bovendien gevonden op plekken met grondwateraanvoer (verkoelend) en een sterke windwerking (aanvoer van zuurstof).

**Hypothese 5.** *Andere aquatische ongewervelden vertonen in zure vennen hetzelfde patroon van achteruitgang als kenmerkende libellensoorten.*

In de vennen die onderzocht werden in bovenstaande veldstudies is ook onderzocht of er andere kenmerkende soorten watermacrofauna (diverse soorten waterkevers, waterwantsen, kokerjuffers, eendagsvliegen en mosmuggen) voorkwamen.

Patronen in het voorkomen van watermacrofauna kwamen slechts deels overeen met trends van kenmerkende libellensoorten. Recent onderzoek in de Gerritsfles gaf aanwijzingen dat naast libellen ook andere diergroepen achteruitgaan. Aanvullend onderzoek is nodig om dit met zekerheid vast te stellen.

### **Advies**

Het onderzoek laat zien dat in zure vennen het zuurstofverbruik bij afbraakprocessen in venbodems toeneemt door afgenomen verzuring en opwarming van het water. de zuurstofvoorziening van kenmerkende ongewervelden, waaronder libellen, komt hierdoor in de problemen. Daarom stellen we beheermaatregelen voor die de zuurstofhuishouding verbeteren.

### **Slib verwijderen**

Verwijdering van alle bagger of in ieder geval van de meest slibrijke en doorgaans vegetatieloze delen is zinvol om de zuurstofhuishouding te verbeteren. Indien een ven een grillige vorm heeft, waardoor sommige delen enigszins geïsoleerd zijn van de rest van het ven, dan kan gekozen worden om lokaal slib te verwijderen.

Enige voorzichtigheid is nodig en de maatregel kan het beste worden toegepast in zure vennen waar geen bijzondere faunasoorten voorkomen. Ook dienen planten gespaard te worden, daar zij enerzijds habitat bieden voor fauna en anderzijds sommige planten (helofyten, isoetiden, nymphaeiden) juist zuurstof naar de bodem transporteren. Beperk het baggeren dus zoveel mogelijk tot de onbegroeide delen.

### **Vergroten van windwerking**

Windwerking zorgt voor een hogere zuurstofbeschikbaarheid en kan in grote vennen ook zorgen voor schoonhouden van de noord- of oostoever van slib. Dit kan refugia opleveren voor maanwaterjuffer en zelfs venglazenmaker. Let op: Voor zwarte heidelibel kan vergroten van windwerking negatief uitpakken aangezien deze juist afhankelijk is van kleine beschutte vennen. Vergroten van windwerking kan door het verwijderen van bos op zuidoevers. Dit is vooral zinvol in kleine vennen die van zichzelf een geringe strijklengte hebben. Ook leidt dit tot een afname van inwaai van boombladeren, een belangrijke oorzaak van slibophoping in veel vennen.

### **Verbeteren van hydrologie**

Lokale grondwaterstromen beschermen een ven tegen droogval, en kunnen mogelijk ook dempend werken op extreme temperaturen en daarmee kwetsbare soorten behoeden voor zuurstofstress die daarmee gepaard gaat. Daar waar waterverliezen kunnen worden voorkomen en aanvoer van grondwater via lokale grondwaterstromen gestimuleerd, kunnen leefomstandigheden voor libellenlarven verbeterd worden.

### **Omgaan met meer zomerdroogten**

De recente, zeer droge zomers hebben geleid tot droogval van veel vennen die daarvoor (vrijwel) nooit zijn drooggevallen. De droge zomers zijn mede het gevolg van klimaatverandering. Droogval leidt enerzijds tot verlies van macrofauna die hier niet tegen bestand is, en anderzijds tot versnelde slibafbraak en hiermee betere zuurstofcondities in de daarop volgende jaren. Daar waar de hydrologie in enige mate gestuurd kan worden (waterinlaat, wateraflaat, verbeteren hydrologie), zal per geval bekeken moeten worden welke richting beter is: verminderen van droogval of juist handhaven van incidentele/geregelde droogval.

### **Snel aan het werk in kansrijke gebieden**

Door de snelle achteruitgang van de populaties van maanwaterjuffer, zwarte heidelibel, noordse witsnuitlibel en venglazenmaker in de Nederlandse zure vennen is de urgentie groot om de leefomstandigheden voor deze soorten te verbeteren. Voorrang dient te worden gegeven aan gebieden waar de soorten nog voorkomen.

Een goede biotische en abiotische monitoring is daarbij belangrijk. Een nulmeting is nodig om voorafgaand risico's op flora en fauna goed in te kunnen schatten. Metingen achteraf zijn nodig om te kunnen beoordelen of de maatregelen effectief waren in herstel van kenmerkende fauna. Indien uit effectmonitoring blijkt dat de hierboven beschreven maatregelen gunstig uitpakt voor kenmerkende fauna en geen negatieve effecten heeft op flora, dan kunnen meer zure vennen worden aangepakt.

## Summary

### Background

Moorland pools are a characteristic component of the Dutch heathland landscape. As wet oases, they add a completely different species spectrum to the otherwise dry landscape. Several types of moorland pools are distinguished: acidic, very weakly buffered, and weakly buffered, corresponding to habitat types H3160, H3110, and H3130. Of these, acidic pools are by far the most common. Biodiversity in acidic pools is declining, most notably in the dragonfly fauna, which is highly characteristic of these systems. Since around 2010, there has been a sharp decline in many species, including species that were previously very common. These include the Irish damselfly (*Coenagrion lunulatum*), Emerald Damselfly (*Lestes sponsa*), Northern White-faced Darter (*Leucorrhinia rubicunda*), and Black Darter (*Sympetrum danae*). The causes of this decline are unknown and are the focus of this OBN study.

### Research

Several hypotheses were tested to explain the decline of characteristic dragonflies in acidic moorland pools, with increased oxygen deficiency as a central potential cause.

**Hypothesis 1.** *In acidic pools, reduced acidification and higher water temperatures have led to increased biological activity in organic sediments, reducing oxygen availability for aquatic invertebrates.*

Since the late 20th century, acidity in acidic pools has decreased by about a factor of 10. At the same time, the average water temperature has risen by 2°C. A laboratory experiment tested how sediment oxygen consumption responds to rising pH and/or increasing temperature. Sediment samples were collected from several pools and incubated in glass cylinders. Acidity was adjusted by adding an acid or alkaline substance, and temperature was kept constant at 15, 21, or 26°C.

The experiment shows that both less acidic water and higher temperatures generally lead to greater oxygen consumption in the water layer. Rising pH also releases dissolved organic compounds that may further increase oxygen consumption by microorganisms. Additionally, warmer water holds less dissolved oxygen.

**Hypothesis 2.** *Strongly declining dragonfly species characteristic of acidic pools are more sensitive to oxygen shortage and/or temperature increases than comparable dragonfly species with a broader distribution that are declining less strongly.*

Larvae of several dragonfly species were placed in an experimental setup consisting of small sealed glass tubes equipped with an oxygen sensor. The sensor measured the decrease in oxygen concentration and thus the oxygen consumption of the animals. Larvae of Irish damselfly (strong decline) were compared with the Azure Bluet (*C. puella*) (stable trend); Northern White-faced Darter (strong decline) with Light White-faced Darter (*L. dubia*) (moderate decline); and Black Darter (strong decline) with Ruddy Darter (*S. sanguineum*) (stable trend).

The measurements show that the Small Spreadwing encounters problems earlier than other dragonfly species when oxygen availability decreases. For the Northern White-faced Darter and the Black Darter, the measurements do not clearly show that they are more sensitive than other species.

**Hypothesis 3.** *Dragonfly populations have disappeared particularly from moorland pools where more breakdown of organic sediments occurs.*

Conditions were compared between pools where three model species—the Irish damselfly, Northern White-faced Darter, and Black Darter—had disappeared and pools where they persisted. A large number of parameters were measured: chemical composition of surface water and pore water, slope of pond banks, thickness of the sediment layer, presence of predators, surrounding land use, and vegetation.

In pools where the Northern White-faced Darter or Black Darter disappeared, elevated phosphorus and/or ammonium concentrations in surface and pore water indicate higher biological activity. Irish damselfly populations, however, mainly disappeared from pools susceptible to drying out, indicating that recent dry years may have played a role.

**Hypothesis 4.** *Dragonflies can persist where larvae are able to avoid poor oxygen conditions.*

*To test this, we searched for the locations occupied by larvae of the three model species in pools where high numbers had been recorded the previous year.*

All three species seek out areas where they are less affected by oxygen-poor conditions caused by sediment decomposition. Larvae of all species were observed high in the water column, at maximum distance from the sediment. The Irish damselfly and Black Darter were found in shoreline vegetation, while the Northern White-faced Darter occurred on very steep banks. They were also found in areas with only a thin sediment layer. Irish damselfly larvae were additionally found in locations with groundwater inflow (cooling) and strong wind exposure (oxygen input).

**Hypothesis 5.** *Other aquatic invertebrates show the same pattern of decline in acidic pools as characteristic dragonfly species.*

In the pools examined in the above field studies, we also assessed the presence of other characteristic macroinvertebrates (various beetles, water bugs, caddisflies, mayflies, and midges). Patterns in macroinvertebrate occurrence only partly matched the trends seen in the dragonflies. Recent research in the Gerritsflies suggests that other animal groups may also be declining. Additional research is required to confirm this.

## **Recommendations**

The research shows that in acidic pools, oxygen consumption during decomposition in sediments increases due to reduced acidification and warming. This threatens oxygen availability for characteristic invertebrates, including dragonflies. Therefore, we propose management measures that improve oxygen conditions.

### **Sediment removal**

Removing all sludge—or at least the most sludge-rich, usually vegetation-free parts—is beneficial for improving oxygen conditions. If a pond has an irregular shape causing some parts to be somewhat isolated, local sediment removal may be chosen.

Caution is needed, and this measure is best applied in acidic pools without sensitive fauna. Plants should be spared, as they provide habitat and some (helophytes, isoetids, nymphaeids) transport oxygen to the sediment. Limit dredging to unvegetated areas as much as possible.

### **Increasing wind exposure**

Wind increases oxygen availability and in larger pools can keep northern or eastern shores free of sediment, providing refuges for the Irish damselfly and even the Yellow-spotted Emerald. Be aware however that Black darter is dependent on small and sheltered moorland pools. Wind exposure can be increased by removing forest on southern shores. This is especially effective in small pools with limited fetch. It also reduces leaf litter input, a major cause of sludge accumulation.

### **Improving hydrology**

Local groundwater flows protect pools from drying out and may buffer extreme temperatures, reducing oxygen stress for sensitive species. Where water losses can be prevented and groundwater inflow stimulated, conditions for dragonfly larvae can be improved.

### **Dealing with more summer droughts**

Recent extremely dry summers have caused many pools to dry out that previously seldom or never did. Droughts are partly due to climate change. Drying leads to loss of macrofauna unable to survive it, but also to accelerated sediment breakdown, improving oxygen conditions in later years. Where hydrology can be managed (inlets, outlets, hydrological improvements), it must be assessed case by case whether reducing drought or allowing occasional/regular drought is preferable.

### **Act quickly in promising areas**

Because populations of the Irish damselfly, Black Darter, Northern White-faced Darter, and Yellow-spotted Emerald are rapidly declining in Dutch acidic pools, there is great urgency to improve habitat conditions. Priority should be given to areas where the species still occur.

Good biotic and abiotic monitoring is essential. A baseline assessment is needed to evaluate risks to flora and fauna beforehand. Post-measurement is needed to determine whether measures effectively restore characteristic fauna. If impact monitoring shows positive effects without harming flora, more acidic pools can be targeted.

## Dankwoord

Dit onderzoek is uitgevoerd met de hulp van een aantal mensen. Allereerste willen we alle betrokken terreinbeheerders bedanken voor ter beschikking stellen van de terreinen. In het veld en op het lab kregen we hulp van Kylian Janssen, Martyna Prażyńska, Karolis Gritėnas en Job Steijntjes. Heel fijn en super bedankt. Tot slot bedanken we de leden van de OBN deskundigenteams Fauna en Nat zandlandschap en ecologen van provincie Gelderland voor hun waardevolle ideeën en suggesties tijdens dit project.

Dit project werd mogelijk gemaakt met cofinanciering door provincie Gelderland.

# 1 Inleiding

## 1.1 Probleemstelling

De idyllische vennen van het Nederlandse heide-vennenlandschap spreken al meer dan 100 jaar tot de verbeelding van natuurliefhebbers (Thijse 1916) en met de recente opleving van vakantie-in-eigen-land en natuurrecreatie zullen zij nog meer harten hebben gestolen. Deze belangstelling gaat gepaard met een grote zorg voor de Nederlandse vennen. Zij waren één van de eerste ecosystemen waarvoor binnen EGM, voorloper van het OBN, herstelmaatregelen werden ontworpen om de effecten van verzuring en eutrofiëring tegen te gaan (Cals et al. 1993). Sinds eind vorige eeuw zijn in veel aangetaste vennen maatregelen genomen. Deze maatregelen bestonden uit het verwijderen van slib, plaggen van oevers, verbeteren van hydrologie en herstel van buffercapaciteit en leidden vooral in de zeer zwak- tot zwakgebufferde vennen tot herstel van biodiversiteit (Brouwer 2001, Brouwer et al. 2009, Jansen et al. 2010, Van Kleef 2010). Echter, in zure vennen neemt de diversiteit van fauna af, terwijl de kwaliteit stabiel tot gunstig is voor de vegetatie. De afname van fauna is met name duidelijk in de libellenfauna, welke zo kenmerkend is voor deze zure vennen. Van de trends van libellen hebben we een goed beeld, in tegenstelling tot veel andere insectengroepen. Sinds ongeveer 2010 zien we een sterke afname bij veel libellensoorten van vennen en hoogvenen (CLO 2025), waaronder soorten die voorheen heel algemeen waren, dit betreft onder andere maanwaterjuffer, gewone pantserjuffer, noordse witsnuitlibel en zwarte heidelibel. Vrijwel alle soorten van vennen kennen een neerwaartse trend. Dit is niet alleen in Nederland het geval maar speelt in grote delen van Europa. Een flink deel van deze soorten is dan ook opgenomen op de Europese Rode Lijst (De Knijf et al. 2024), venglazenmaker en zwarte heidelibel zelfs als bedreigd vanwege hun recente sterke afname. Dit is in contrast met de landelijke ontwikkeling van watermacrofaunagemeenschappen in oppervlaktewateren, waarin karakteristieke soorten juist veelal toenemen (Hallman en Jongejans 2021). De oorzaken voor deze achteruitgang zijn niet bekend en daarmee ontbreken handvaten om met beheer de neerwaartse trends te keren.

### 1.1.1 Veranderende vennen

De Nederlandse vennen zijn continu onderhevig aan verandering, zowel abiotisch als biotisch. Meerdere factoren spelen een mogelijke rol bij de achteruitgang van kenmerkende diersoorten in zure vennen:

*Organisch venbodems* - In zure vennen bestaat het beheer vooral uit verbeteren van hydrologie. Organische stof op de venbodem kan namelijk een bron zijn van kooldioxide voor de groei van waterplanten. Wanneer dat het geval is, dan wordt geadviseerd om slib te laten liggen (Arts et al. 2012). Desalniettemin, zijn eind vorige eeuw veel zure vennen opgeschoond. In opgeschoonde vennen doen karakteristieke dansmuggen het veel beter dan in zure vennen die niet zijn opgeschoond (Van Kleef et al. 2015). Dit geldt mogelijk ook voor andere soortgroepen, maar daarvan ontbreekt de data.

*Afgenomen verzuring en zuurstofgebrek* – In niet-geschoonde vennen domineren dansmuggen die aangepast zijn aan voedselrijke bodems en die goed bestand zijn tegen zuurstofstress. In opgeschoonde zure vennen daarentegen komen karakteristieke dansmugsoorten voor die juist slecht tegen zuurstofstress kunnen. Een hoge beschikbaarheid van opgelost zuurstof is daarmee een

belangrijke randvoorwaarde voor karakteristieke aquatische insectenlarven in zure vennen. Dat soorten die gebonden zijn aan zure vennen hoge eisen stellen aan de zuurstofvoorziening is te verklaren doordat bij een lage pH de afbraak van organisch materiaal langzaam verloopt en daarmee ook het opgebruiken van zuurstof. Echter, eind vorige eeuw heeft er accumulatie van organische stof plaatsgevonden door de combinatie van een lage afbraak in verzuurde vennen en een hoge primaire productie door eutrofiering. Nu de Nederlandse vennen minder zuur worden versnelt de afbraak waarbij zuurstof extra snel wordt verbruikt. Zowel de erfenis van een opgehoopte bagger als het warmer en minder zuur worden van het water versnellen deze afbraak en vergroten daarmee de kans op zuurstofgebrek (Van Kleef et al. 2010, Van Dam en Mertens 2013).

*Temperatuur* – Sinds 1975 nemen libellensoorten uit koele leefgebieden af (van Grunsven et al. 2020) met een versnelling sinds 2010 (CLO, 2025). Door opwarming van voortplantingswateren kunnen de larven zuurstofgebrek krijgen. Bij hogere watertemperaturen neemt de oplosbaarheid van zuurstof namelijk af terwijl de zuurstofbehoefte van de larven toeneemt.

*Lokale hydrologie* – Soorten verdwijnen uit de opwarmende vennen en alleen in wateren die door grondwatervoeding koeler blijven zich te kunnen handhaven. Zo beperkt de Venglazenmaker zich in Nederland tot wateren met grondwaterinvloed, zoals verdiepte vennen. Zelfs de Zwarte heidelibel, die 15 jaar geleden nog tot de algemeenste vennissoorten behoorde, neemt sterk af en trekt zich terug tot kwelmilieus zoals die in sommige laagvenen voorkomen.

*Predatoren* – Twee grote predatoren, Grote keizerlibel (*Anax imperator*) en Tuimelaar (*Cybister lateralimarginalis*, een waterroofkever), zijn afgelopen decennia sterk in aantal toegenomen. Larven van beide soorten zijn groot en vraatzuchtig. Bovendien zijn volwassen keizerlibellen zeer territoriaal en verjagen daarbij andere libellen. Aangezien het beide zuidelijke soorten zijn, is hun toename waarschijnlijk ook een klimaateffect.

*Essentiële vegetatiestructuren* – Door de recente droogte zijn randen met veenmos, belangrijk microhabitat voor ongewervelden zoals witsnuitlibellen (*Leucorrhinia dubia* en *L. rubicunda*), verdwenen in veel vennen. Ook andere belangrijke vegetatietypen zijn gevoelig voor droogval. Begroeiingen kunnen voor koele refugia zorgen doordat zij zonlicht weerkaatsen, menging van warmer water aan het oppervlak met dieper kouder water afremmen en het voor ongewervelden mogelijk maken om afstand te houden tot de onderwaterbodem.

In dit onderzoek bestuderen we in veldstudies en labexperimenten in hoeverre bovenstaande factoren en processen de afname van kenmerkende venlibellen kunnen verklaren.




## 2 Materiaal en methoden

### 2.1 Veldstudie 1 – Patronen op landschapsschaal

In deze studie leggen we verbanden tussen de trends van drie soorten libellen en mogelijke sturende factoren op landschapsschaal. Tevens onderzoeken we of de verspreiding van kenmerkende soorten uit andere taxonomische groepen samenvalt met de prestaties van deze libellen.

Elke soort stelt zijn eigen eisen aan de leefomgeving. Veldstudies 1 en 2 moeten het niveau van deze soortspecifieke habitateisen ontstijgen. Daarom selecteren we drie soorten welke verschillen in habitateisen, lichaamsbouw en levenscyclus (Tabel 1). Patronen in de data die gelden voor meerdere soorten beschouwen we als robuust en leveren een goede aanwijzing voor de optredende processen.

Tabel 1. Modelsoorten voor veldstudies 1 en 2. \*: noordse witsnuitlibel is onvoldoende gedekt in het meetnet voor het berekenen van de populatietrend.

	Zwarte heidelibel ( <i>Sympetrum danae</i> ) Echte libel	Noordse witsnuitlibel ( <i>Leucorrhinia rubicunda</i> ) Echte libel	Maanwaterjuffer ( <i>Coenagrion lunulatum</i> ) Waterjuffer
			
Trend populatie (2013-2023)	-84%	-??% *	-98%
Trend verspreiding (2013-2023) (km-hokken)	-36%	-31%	-33%
Ademhaling	Intern, inname van water	Intern, inname van water	Extern, caudale lamellen
Larvale ontwikkeling	4-5 maanden	2 jaar	1 jaar
Eiafzet	Willekeurig op het water	In het water bij planten	In plantenweefsel
Habitat	Veenmos, venbodem	Veenmos	Slecht bekend, spaarzaam begroeide oevers

Op basis van monitoringsgegevens van de Vlinderstichting zijn voor elke soort 10-15 vennen geselecteerd waar de soort contrasterende populatietrends vertoont. Sommige vennen zijn voor meerdere soorten gebruikt. In totaal zijn 30 vennen geselecteerd (Tabel 2).

In elk ven zijn onderstaande metingen verricht en factoren vastgelegd:

- Natura2000-Habitatype;
- Oppervlakte;
- Structuur van omliggend landschap;
- Maximale diepte;
- Helling van de oever
- Waterchemie;
- Bodemsubstraat en -chemie;
- Indicatie van toestromend grondwater op basis van vegetatie;
- Aanwezigheid van predatoren;
- Aanwezigheid en abundantie van kenmerkende fauna.

Tabel 2. Onderzoeklocaties veldstudie 1 en status van de soorten anno 2022.

Gebiedsnaam	X	Y	Habitat-type	Maanwaterjuffer <i>C. lunulatum</i>	Noordse witsnuitlibel <i>L. rubicunda</i>	Zwarte heide libel <i>S. danae</i>
Aekingerzand	215870	550175	-		Aanwezig	Verdwenen
Balloërveld	239625	559730	-	Verdwenen		
Beerzerveld	233130	501950	-	Verdwenen		
Bestmenerven	226785	501330	H3160		Verdwenen	
Braakhuizense heide	169100	380550	H3160	Verdwenen		Verdwenen
Diepe Meerven	164575	376165	H3160	Aanwezig		
Drouwenveld	247362	552060	-			Aanwezig
Elspeetse heide - naamloos ven	180950	480550	-		Verdwenen	Verdwenen
Hoge Veluwe - Berg en Dal	188215	455755	H3160	Aanwezig		
Hoge Veluwe - Deelense Was	187275	456160	H3160		Aanwezig	Aanwezig
Hoge Veluwe - Gietense Flessen	188470	456425	H3160	Verdwenen		
Hoge Veluwe - Ven nabij Museonder	185635	456990	-	Aanwezig		
Hoge Veluwe - Zandfles	188125	455530	H3160	Aanwezig	Verdwenen	Aanwezig
Kampina - Brandven	146055	397860	H3160	Aanwezig		Verdwenen
Kampina - Zandbergven	147225	398360	H3160	Verdwenen		Verdwenen
Malpie - naamloos ven	159305	370290	H3160	Verdwenen		
Mastbos - Lelieven Kogelvanger	112656	396040	-		Verdwenen	Verdwenen
Mastbos - Vischven	111185	395940	-		Verdwenen	Verdwenen
Mosterdveen, Nunspeet	184480	485250	H3160		Aanwezig	Aanwezig
Munven	168490	417380	-			Aanwezig
Olde Veen	220685	545395	H3160		Aanwezig	
Oudemolen	239500	562810	-	Verdwenen		
Renderklippen	195700	489070	-		Verdwenen	Aanwezig
Valkenhorst Leende - Brilven	164605	374575	H3160	Verdwenen	Aanwezig	Verdwenen
Valkenhorst Leende - 'Lelieven'	164285	374320	H3160	Verdwenen		
Ven Kasteel Arcen, Gelderns Vlies	211975	386920	H3130		Verdwenen	Verdwenen
Ven natuurbegraafplaats de Utrecht	137360	382250	-			Aanwezig
Wapserveld	215300	544505	H3160		Verdwenen	
Zwartven (noordelijk deel)	149095	364765	-			Aanwezig
Zwartven (zuidelijk deel)	149030	364685	-			Aanwezig

De AERIUS-monitor is gebruikt om te bepalen tot welk habitatype de vennen behoren. Zestien van de dertig vennen waren geclassificeerd als N2000-habitattypen, 15 zure vennen en 1 zwakgebufferd ven. Dat is onvoldoende voor een analyse in relatie tot populatietrends. Op luchtfoto hebben we in QGIS de oppervlakte van de vennen opgemeten. Tevens is daarin bepaald wat het aandeel bos, open natuurlijk gebied (heide en grasland) en agrarisch gebied is in een straal van 100 meter rond elk ven. Als maat voor de windwerking is het percentage van de zuidelijke oever dat begroeid is met bomen ingeschat. Bovendien is van luchtfoto's de strijklengte gemeten. Dit is de afstand van de noordwestelijke oever tot de dichtstbijzijnde bospercelen in zuidwestelijke richting. Indien deze meer was dan een halve kilometer, is 500 meter als maat aangehouden.

In 2022 zijn alle vennen bezocht in de periode eind april - begin juni. In elk ven werden 2-3 transecten gekozen van de waterlijn het water in. Drie transecten in grote vennen en twee in de kleinere vennen. De meeste transecten waren 7 meter lang, met enkele uitschieters tot 30 en 58 meter. Op meerdere punten langs elk transect is de waterdiepte (tot slib) en de slibdikte gemeten. Dicht bij de oever lagen de punten dicht bij elkaar, meestal elke meter en vaak ook een meting op 0,5 meter van de oever. Verder naar het midden van het ven lagen ze 1-5 meter uit elkaar. Deze metingen zijn gebruikt om per ven een gemiddelde helling en slibdikte te berekenen dichtbij de oever (de eerste 2 meter). De onderdelen van de transecten, die verder van de oever lagen, zijn gebruikt om de maximale waterdiepte vast te stellen evenals de gemiddelde slibdikte in de diepere delen van het ven.

Als indicatie voor toestromend grondwater is de aanwezigheid en verspreiding van een aantal relatief algemene indicatieve plantensoorten (Vennensleutel op Natuurkennis.nl) genoteerd. Van de volgende soorten is hun voorkomen met een Tansley-schaal beschreven: veenbies (*Trichophorum cespitosum*), veldrus (*Juncus acutiflorus*), gagel (*Myrica gale*), snavelzegge (*Carex rostrata*), beenbreek (*Narthecium ossifragum*) en draadzegge (*Carex lasiocarpa*). Ook zijn de volgende zachtwatersoorten genoteerd: veelstengelige waterbies (*Eleocharis multicaulis*), moerashertshooi (*Hypericum elodes*), vlottende bies (*Isolepis fluitans*), blaasjeskruid (*Utricularia spec.*), wateraardbei (*Comarum palustre*) en waterdrieblad (*Menyanthes trifoliata*). Tenslotte zijn veenmos (*Sphagnum spec.*) en knolrus (*J. bulbosus*) genoteerd als belangrijke structuurvormende soorten.

Uit het centrum van het ven is een watermonster genomen. Verspreid door het ven zijn 3 (deel)monsters van de organische bodem verzameld. Deze monsters zijn samengevoegd. Uit dit bodemmonster is met een rizon aan een vacuum-getrokken spuit het porievocht verzameld. Het resterende bodemmonster werd gedroogd en fijngemalen. Hiervan werd 200 mg afgewogen in teflon destructievaatjes. Aan het bodemmateriaal werd 4 ml geconcentreerd salpeterzuur ( $\text{HNO}_3$ , 65%) en 1 ml waterstofperoxide ( $\text{H}_2\text{O}_2$ , 30%) toegevoegd en geplaatst in een destructiemagnetron (Milestone microwave type mls 1200 mega). De monsters werden vervolgens gedestruueerd in gesloten teflon vaatjes en na afkoelen werd het destruaat nauwkeurig overgebracht en aangevuld tot 100 ml met demiwater.

Oppervlaktewater en porievocht zijn vervolgens geanalyseerd op parameters die informatie geven over redoxprocessen in de onderwaterbodem: pH, buffercapaciteit, kooldioxide, stikstof, fosfaat, ijzer en sulfaat. Het destillaat van de bodemmonster werd geanalyseerd op ijzer, fosfor en zwavel. De pH werd gemeten met een standaard Ag/AgCl<sub>2</sub> elektrode verbonden met een radiometer Copenhagen type PHM 82. De alkaliniteit werd bepaald door een volume monster met een 0,01 M zoutzuuroplossing te titreren tot pH 4,2. Totaal anorganisch koolstof (bicarbonaat en kooldioxide) werd met behulp van een infrarood gasanalysator (IRGA; ABB Advance Optima) gemeten. De

monsters voor de auto-analyzer werden bewaard bij een temperatuur van –20 °C tot aan de analyse. De monsters voor de ICP-OES werden aangezuurd voor analyse en bewaard bij 4 °C. Ammonium en nitraat werden colorimetrisch bepaald met behulp van een Bran+Luebbe AutoAnalyser 3 of Seal auto-analyser III. De analyses van ijzer, totaal-fosfor en totaal-zwavel werden uitgevoerd met behulp van Inductief Gekoppeld Plasma - Optische Emissie Spectrometrie (ICP-OES; Techno Electron Cooperation of ICAP 6300, Thermo Fisher Scientific).

Het voorkomen van predatoren is onderzocht door in elk ven op zeven locaties met een groot schepnet (70 x 50 cm) een monster te nemen van 2 meter lengte. Aantallen gevangen grote waterkevers (*Dytiscus* en *Cybister*), grote keizerlibel (*A. imperator*) en vissen (hondsvij, zonnebaars en tiendoornige stekelbaars) zijn geteld. Als aanvulling op onderstaande macrofaunabemonstering, zijn deze monsters ook gebruikt om de aanwezigheid van enkele grotere soorten kenmerkende watermacrofauna (diverse soorten waterwantsen) vast te stellen en te tellen.

Het voorkomen van kleine kenmerkende aquatische ongewervelden is verder onderzocht met een standaard macrofaunanet (30 x 20 cm). Indien deze soorten vergelijkbare patronen laten zien als de libellen, dan is het aannemelijk dat de achteruitgang die waargenomen is bij de libellensoorten representatief is voor de andere ongewervelden. Hiermee is op twee locaties per ven gemonsterd, waarbij de uitzoektijd is gestandaardiseerd naar 15 minuten per bemonsteringslocatie. We hebben ons beperkt tot soorten die in het veld te herkennen zijn. De volgende watermacrofaunasoorten zijn geteld: de haft *Leptophlebia vespertina*, de waterkevers *Berosus luridus*, *Dytiscus lapponicus*, *Enochrus affinis*, *Graphoderus cinereus*, *G. zonatus*, *Laccophilus poecilus*, *Liopterus haemorrhoidalis*, *Rhantus suturellus*, *Gyrinus minutus*, *Hygrotus novemlineatus*, de kokerjuffers *Agrypnia obsoleta*, *A. varia*, *Holocentropus stagnalis*, *Oligotricha striata*, *Molanna albicans*, *Trichostegia minor*, de mosmug *Phalacrocerca replicata* en de waterwantsen *Corixa dentipes*, *Cymatia bonndorffii*, *Glaenocoris propinqua*, *Hesperocoris castanea* en *Notonecta obliqua*.

Met behulp van Wilcoxon rank sum testen is getoetst of variatie in populatietrends van de drie libellensoorten overeenkomst met de gemeten variatie in omgevingsfactoren. Daarnaast is met een student t-toets getoetst of variatie in populatietrends van de libellen overeenkomt met de aantallen van andere kenmerkende watermacrofauna. Met lineaire regressie is onderzocht of de aantallen van kenmerkende macrofauna een verband vertonen met de omgevingsfactoren, die in de vennen gemeten zijn.

## 2.2 Veldstudie 2 – Patronen op habitatschaal

In deze studie onderzochten we het microhabitat van de larvale zwarte heidelibel, noordse witsnuitlibel en maanwaterjuffer. Door precies te kijken waar de larven zich ophouden, kregen we aanwijzingen van de omstandigheden waarvan ze afhankelijk zijn. Voor elk van de soorten zijn vennen geselecteerd waar redelijke tot grote aantallen van bekend zijn (Tabel 3). Het viel niet mee om de larven te vinden. Het doel was om voor elk van de drie soorten het larvale habitat in 2 vennen te lokaliseren. Dat is alleen voor de maanwaterjuffer gelukt. Voor beide andere soorten zijn vijf vennen bezocht voordat larven werden gevonden.

Tabel 3. Zoekgebied voor libellenlarven. x: soort aanwezig maar geen larven aangetroffen; A: soort aanwezig en larven aangetroffen.

Gebiedsnaam	X	Y	Maanwaterjuffer <i>C. lunulatum</i>	Noordse witsnuitlibel <i>L. rubicunda</i>	Zwarte heide libel <i>S. danae</i>
Zwartven (zuidelijk deel)	149030	364685			<b>A</b>
Ven natuurbegraafplaats de Utrecht	137360	382250			x
Hoge Veluwe - Deelense Was	187275	456160		x	x
Hoge Veluwe - Berg en Dal	188215	455755	<b>A</b>		
Hoge Veluwe - Zandfles	187275	456160	<b>A</b>		x
Valkenhorst Leende - Brilven	164605	374575		x	
Landgoed Venrode	151000	403000		x	
De Stulp	145735	466620		<b>A</b>	
Mosterdveen, Nunspeet	184480	485250		x	x

Van het larvale habitat is beschreven wat de positie is in het ven. Diepte, slibdikte en oeverhelling zijn genoteerd. De vegetatie is beschreven (soorten en bedekking) en het voorkomen van predatoren (grote libellenlarven en waterkevers) is onderzocht door de omgeving van de vindplaatsen met een schepnet te onderzoeken. Op hoogtekkaart is gekeken of er hoogteverschillen zijn die kunnen duiden op stromingsrichting van oppervlakkig grondwater en daarmee op aanvoer van water vanuit aangrenzende gronden.

### 2.3 Experiment 1 – Zuurstofverbruik van libellenlarven

In dit experiment onderzoeken we of kenmerkende libellensoorten met een negatieve trend gevoelig zijn voor zuurstofstress. Die vraag beantwoorden we door het zuurstofverbruik van enkele soortkoppels te meten (Tabel 4). Elk soortkoppel bestaat uit een kenmerkende soort die een sterke neerwaartse trend heeft en een nauwverwante soort die minder of geen achteruitgang vertoont maar wel goed vergelijkbaar is door de verwantschap en door een vergelijkbare lichaamsgrootte en -bouw. Als zuurstofstress het mechanisme is achter de achteruitgang van kenmerkende soorten dan zal in de vergelijking van de soortkoppels de kenmerkende soort telkens als de meest gevoelige uit de bus komen. Opwarming van het water als gevolg van klimaatverandering maakt sommige soorten mogelijk gevoeliger voor zuurstofstress. Daarom meten we de zuurstofverbruik van soortkoppels bij verschillende temperaturen.

Tabel 4. Soortkoppels die gebruikt zijn in het onderzoek.

<b>Kenmerkend en afnemend</b>	<b>Stabiel of minder sterke afname</b>	<b>Herkomst</b>
Zwarte heidelibel ( <i>Sympetrum danae</i> )	Bloedrode heidelibel ( <i>Sympetrum sanguineum</i> )	Zwartven
Maanwaterjuffer ( <i>Coenagrion lunulatum</i> )	Azuurwaterjuffer ( <i>Coenagrion puella</i> )	Hoge Veluwe
Noordse witsnuitlibel ( <i>Leucorrhina rubicunda</i> )	Venwitsnuitlibel ( <i>Leucorrhina dubia</i> )	De Stulp, Bargerveen

### *Verzamelen en huisvesting van libellenlarven*

Larven van libellen van verschillende soorten werden in de lente en zomer verzameld uit wateren in heide en hoogveengebieden in Nederland en getransporteerd naar het laboratorium van de Radboud Universiteit. Het lukte niet om larven van de zwarte heidelibel (*S. danae*) te vinden. Wel werden in september 2023 eiafzettende vrouwtjes waargenomen. Eieren werden verzameld van deze soort. Vervolgens werden deze opgekweekt in een emmer gevuld met venwater dat buiten werd bewaard, waardoor ze werden blootgesteld aan de heersende temperatuur en fotoperiode van het seizoen. Na het uitkomen van de eieren werden de dieren doorgemeten op twee momenten, namelijk wanneer ze ongeveer 0,5 cm lang waren en wanneer de vleugels begonnen tevoorschijn te komen. De larven van de andere soorten werden doorgemeten direct na verzameling.

Voorafgaand aan de metingen werden de libellenlarven bewaard in potjes met substraat en beluchting welke door fijnmazig gaas uitwisseling van water toestaan, maar ontsnappingen voorkomen. Deze potten werden ondergedompeld in een tank gevuld met kunstmatig bereid standaard Nederlands water (1,36 mM  $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ , 0,73 mM  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , 1,19 mM  $\text{NaHCO}_3$ , 0,2 mM  $\text{KHCO}_3$ ) (Maas et al. 2002) bij een temperatuur van  $10 \pm 0,2$  °C en de larven werden gehouden onder een fotoperiode van 14 uur licht / 10 uur donker. Het water werd met een filterpomp via een UV-C-filter (Sera UV-C-System, 5W) rondgepompt. De larven werden twee keer per week gevoerd met kleine rode muggenlarven tot twee dagen voor de metingen. Tussen de respiratiemetingen door werden de dieren niet gevoerd.

### *Respiratiemetingen*

Respirometriemetingen werden uitgevoerd volgens een intermitterend-flow respirometrieprotocol (zie uitgebreide beschrijving in Semsar-Kazerouni en Verberk (2018)). Om het zuurstofverbruik te meten, werden de dieren in een glazen respirometriekamer geplaatst ( $\text{ØID}$  18,5 mm, volume 5, 12,5 of 15 ml, gekozen op basis van de grootte van het dier) en afgesloten met een glazen stop. Voorafgaand aan de metingen werden de glazen respirometriekamers gereinigd met 70% ethanol en afgespoeld met kraanwater om de bacteriële achtergrond van het zuurstofverbruik te verminderen. Het water in de kamers werd gemengd met behulp van kleine, glasgecoate magnetische roerders (Thermo Scientific™ Cimarec™ i Micro Stirrers) en 6 mm roerstaafjes die draaiden op 400 rpm (Telemodul 20C GmbH). De dieren werden gescheiden van de magnetische roerder door een metalen gaas (pore diameter 0,2 mm), dat rustte op een plastic ring van 0,5 cm hoog.

De kamers werden ondergedompeld in een waterbad om de temperatuur binnen de kamer te reguleren. Het waterbad was gevuld met standaard Nederlands water (Maas et al., 2002) en de temperatuur werd gereguleerd met een Grant R5 koeler en een GP200 verwarmmer (Grant Instrument Ltd, Cambridge, VK). Het water werd belucht met een luchtpomp, en met een kleine aquariumpomp rondgepompt door een UV-C-filter (Sera UV-C-System, 5W). Het water binnen de respiratiekamers werd gecirculeerd met een peristaltische pomp (Gilson, Minipuls 3, Gilson International B.V., 48 rpm) en 2,79 mm ( $\text{ØID}$ ) PVC-slangen (Figuur 1).

De zuurstofconcentraties werden gemeten in de kamers met behulp van een 3 mm zuurstofsensoren spot (PreSens, Precision Sensing GmbH), die zich aan de binnenkant van de kamer bevond, in combinatie met een 10-kanaals glasvezeloptische zuurstoftransmitter (OXY-10 Mini, PreSens, Precision Sensing GmbH) en de Oxy10-software (versie V3\_33, PreSens, Precision Sensing GmbH). Per

metingmoment konden acht experimentele kamers en twee controlekamers tegelijk worden gemeten.

Respirometriemetingen werden uitgevoerd volgens een intermitterend-flow respirometrieprotocol. Kort samengevat werd het dier in de respirometriekamer geplaatst met een klein stukje plastic gaas (ongeveer 1 cm<sup>2</sup>, pore diameter 1 mm) als rustoppervlak. De kamer werd gesloten en volledig verticaal ondergedompeld in het waterbad. Het water in de kamer werd gedurende een acclimatisatieperiode van 30 minuten (of langer indien nodig om het zuurstofniveau te stabiliseren) gecirculeerd met een peristaltische pomp (48 rpm).

De meting begon zodra de toevoer van vers water naar de kamer werd stopgezet. Zuurstofniveaus werden elke 15 seconden geregistreerd totdat de niveaus in alle kamers met minstens 5% waren gedaald. Vervolgens werd de toevoer van vers water naar de kamers hervat totdat de zuurstofniveaus weer stegen en stabiliseerden. Zodra de niveaus stabiel waren, werd de meting herhaald.

Respirometriesnelheden werden gemeten bij 10, 15, 20 en 25 °C voor alle individuen. Als controle werden twee kamers zonder dier gebruikt om de achtergrondrespiratie te meten en deze af te trekken tijdens de berekeningen. Afhankelijk van de respiratiesnelheid van de dieren werd op één dag bij één of twee temperaturen gemeten.



*Figuur 1. Foto van de respiratieopstelling. In het waterbad zitten de respiratiekamertjes (driehoekjes) met de libellenlarven. Deze worden periodiek doorgespoeld met vers water met de peristaltische pomp (links) en het water in de waterbak wordt gefilterd via de UV filter (rechts). Pijlen geven stroomrichting van water aan. Foto: Wilco Verberk.*

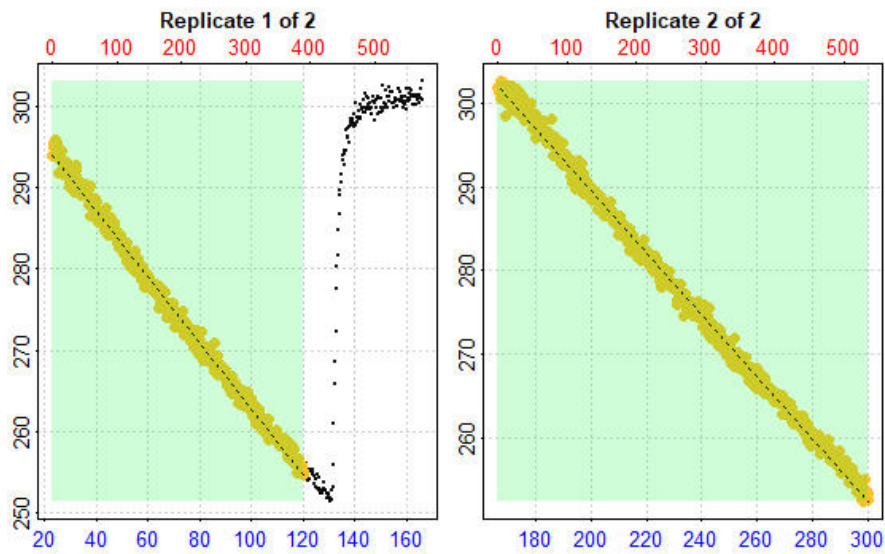
### *Kritische zuurstofspanning*

Deze metingen vonden plaats op dezelfde manier als de respiratiemetingen bij 15 °C. Het water in de kamer werd gedurende de 30 minuten acclimatisatieperiode gecirculeerd met water uit het waterbad. De meting begon door de toevoer van vers water naar de kamer te stoppen en ging door totdat de zuurstofafname afvlakte of nul bereikte. Zuurstofniveaus werden elke 15 seconden geregistreerd en de metingen werden gedurende de nacht uitgevoerd.

Na de meting werd het versgewicht van het dier gemeten door het dier droog te deppen met papieren tissues en een Sartorius Microbalans te gebruiken. Zodra het versgewicht was genoteerd, werd het drooggewicht bepaald door het dier te drogen bij 60 °C en daarna opnieuw te wegen.

### *Dataverwerking*

Respiratiegegevens werden verzameld en omgerekend naar mg/l en  $\mu\text{M}$  met behulp van R-software (R development core team, 2021, versie 4.3.0) en de pakketten respR (versie 2.3.0), dplyr (versie 1.1.2), lme4 (versie 1.1-33), multcomp (versie 1.4-25). Kamerinhoud, temperatuur en luchtdruk werden als invoer gebruikt. Een lineair dalend segment in de respiratiemeting werd gekozen en de respiratiesnelheid werd berekend door een lineaire regressielijn aan te passen aan de dalende zuurstofniveaus met behulp van het respR-pakket (Figuur 2). Een  $R^2$  van 0,97 werd gekozen de gefitte regressielijn te gebruiken. Het respR-pakket werd ook gebruikt om de kritieke zuurstofconcentratie ( $P$ -crit) te berekenen. Tot de kritieke zuurstofconcentratie kunnen hun zuurstofverbruik op peil houden, maar daaronder niet meer en neemt het zuurstofverbruik af richting nul (Harrison et al. 2018). Wanneer het gemeten zuurstof verbruik wordt uitgezet tegen de zuurstofconcentratie is er dus een omslagpunt (i.e. de kritieke zuurstofconcentratie) waar het verbruik afneemt. Het vaststellen van dit omslagpunt kan met verschillende statistische methoden, zoals de de broken stick-methode (BSR) of de gesegmenteerde methode. Deze laatste is uiteindelijk gekozen. Deze methode berekend voor een moving window het zuurstofverbruik en zoekt vervolgens het omslagpunt in deze data door haar in 2 lineaire segmenten te verdelen. De breedte van het moving window waarover het zuurstof verbruik wordt gemeten levert afhankelijk van de gekozen breedte een net iets andere kritische zuurstofconcentratie uit. In onze analyses hebben we daarom drie breedtes gebruikt (0.1, 0.2 of 0.05) en de drie kritische zuurstofconcentraties gecombineerd tot één waarde.. Statistische analyses van respiratiesnelheden tussen soorten en de kritische zuurstofconcentratie werden uitgevoerd in R. De data en code zijn beschikbaar (Verberk en Boerrigter 2025).



Figuur 2. Zuurstofverloop (Y-as) gedurende de meting, waarbij in de linkerpanel te zien is dat na 130 minuten de pompjes zijn aangezet en het water in de kamers is doorgespoeld. De richtingscoëfficiënt over de periode waar de kamers zijn afgesloten is een maat voor de snelheid waarmee zuurstof wordt opgenomen en daarmee het energiemetabolisme (hierbij is de periode genomen waarin de afname lineair was, aangegeven met een groene achtergrond en gele punten).

## **2.4 Experiment 2 – Zuurstofverbruik van slibbodems i.r.t. temperatuur en zuurgraad**

Organische bodems spelen een belangrijke rol bij het ontstaan van zuurstofstress, omdat bij de afbraak van organisch stof zuurstof wordt verbruikt. Zuurstofstress treedt echter niet continu op maar onder specifieke omstandigheden. In het veld is het echter lastig om op het precieze moment van zuurstofstress metingen te verrichten. Daarom is aanvullend op de veldstudies een laboratoriumexperiment uitgevoerd, waarbij onder verschillende condities het zuurstofverbruik van verschillende typen slibbodem is onderzocht.

Twee belangrijke processen die waarschijnlijk van invloed zijn op de zuurstofhuishouding zijn het opwarmende water door klimaatverandering en de verminderde zure depositie in vennen (alkalinisering). Beide processen kunnen afbraakprocessen in de organische slibbodems versnellen, waardoor het risico op zuurstofstress groter wordt. In het experiment is daarom specifiek gekeken naar de invloed van temperatuur en pH op het verloop van de concentraties opgelost zuurstof in het oppervlaktewater.

De onderzoeksvragen daarbij zijn (1) of het zuurstofverbruik van slibbodems sneller verloopt bij hogere temperaturen; en (2) of dit ook het geval is onder minder zure condities. Door een volledig factoriële opzet kunnen we tevens zien of (3) we een versterkend effect zien van beide behandelingen, oftewel of minder zure plus warmere omstandigheden leiden tot het snelste zuurstofverbruik. En tot slot is de vraag of (4) deze behandelingseffecten gelijk zijn voor slibbodems die verschillen in chemische kwaliteit, zoals nutriëntenconcentraties en buffering.

### **2.4.1 Selectie van de slibbodems voor het experiment**

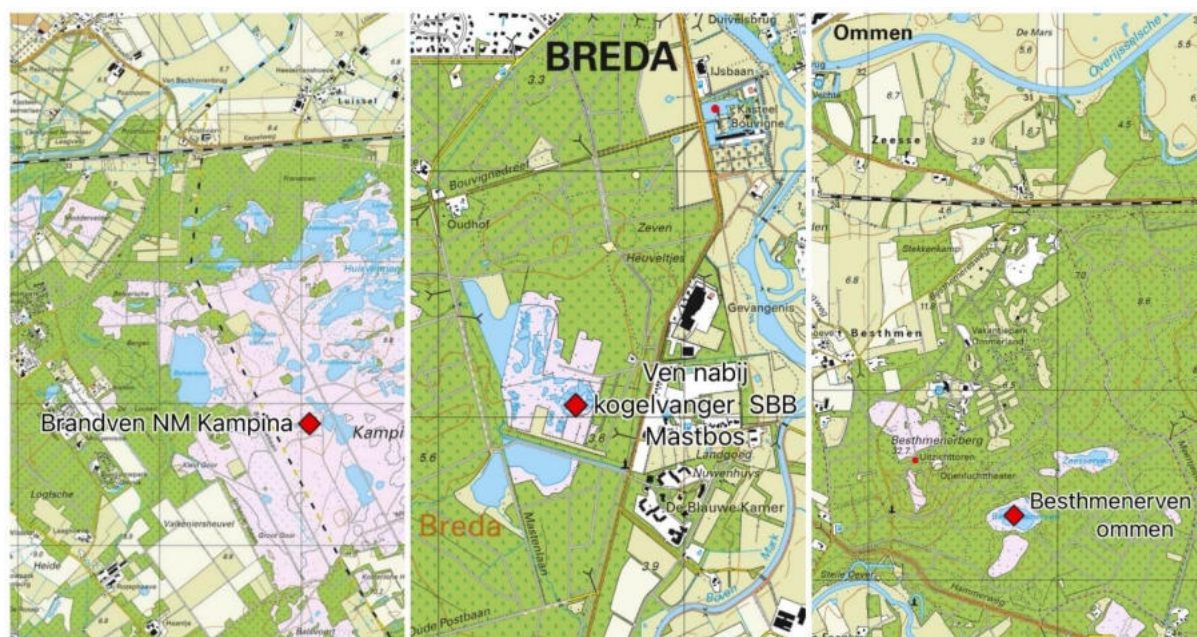
Uit de vennen die onderzocht zijn in de veldstudie (paragraaf 2.1) is een selectie van vier bodems gemaakt om in het experiment te includeren. De selectiecriteria daarbij waren dat we in het experiment een range van zuur tot (zeer) zwak gebufferde vennen wilden opnemen en ook dat we in ieder geval van één locatie ook twee typen slib wilden gebruiken dat verschilde van fijn organisch tot wat veniger slib. Het experiment is uiteindelijk uitgevoerd met vier verschillende typen slib van verschillende herkomst, te weten uit het Brandven (Kampina) en het Besthmenerven (bij Ommen) en twee typen slib uit een ven nabij de Kogelvanger (Mastbos Breda). Op de laatste locatie is een organische sliblaag en een slibbige veenlaag met grover organisch materiaal verzameld (Tabel 5, Tabel 6, Figuur 3). Het slib werd onder water verzameld met een zuigerboor en opgeslagen in 10L-containers. De emmers werden volledig gevuld, afgesloten met deksel opgeslagen bij 6°C tot het moment dat het experiment werd gestart.

Tabel 5. Oppervlaktewaterkwaliteit van de geselecteerde vennen, gemeten tijdens de veldstudie in 2022. Opp = oppervlakte in ha, max diepte = maximale diepte van de waterlaag in cm, concentraties in  $\mu\text{mol/L}$ .

Ven	Opp	max diepte	pH	CO <sub>2</sub>	HCO <sub>3</sub>	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	P	S	NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub>	PO <sub>4</sub>
Brandven	0,7	100	4,51	28	0	3,7	12	2,8	40	17	0,5	0,7	28	9,9	11	0,3
Bestmenerven	1,8	70	5,54	200	29	0,7	17	1,1	59	20	0,8	0,7	6	0,2	2,5	0,1
Ven bij Kogelvanger	0,3	75	5,99	286	116	2,4	97	10	15	23	0,3	0,3	11	0,2	3,5	0

Tabel 6. Overzicht van de voor het experiment gebruikte slibbodems.

Ven	X	Y	Ventype	Code	Beschrijving
Brandven	146057	397866	Zuur	K1	Matig grof organisch slib
Bestmenerven	226770	501340	Zeer zwak gebufferd	Ommen	Fijn organisch slib
Kogelvanger	112559	396053	Zwak gebufferd	M2	Matig grof organisch slib
Idem	112559	396053	Idem	M3	Zwart, kleilig veen (slibbig)



Figuur 3. Topografische kaart met de locaties waar de slibbodems werden verzameld.



*Figuur 4. Impressie van het veldwerk in het ven nabij de Kogelvanger; het slib werd verzameld met een zuigerboor. Foto: Yvon Verstijnen.*

#### **2.4.2 Pilotstudie**

Voorafgaand aan het experiment is een pilotstudie gedaan om de proefopzet en meetmethoden te testen. Ten opzichte van het oorspronkelijke plan zijn in overleg met het onderzoeksteam een tweetal wijzigingen in de opzet aangebracht. Ten eerste bleek dat de voorgenomen opzet met 1-liter PE potten met daarin slib en water geen goede zuurstofmetingen konden worden gedaan: drie losse metingen leverden soms geen of hoogstens onduidelijke patronen op in zuurstofafname. De proefopzet is daarom aangepast door te werken met glazen kolommen, waarin na afsluiten gedurende 24 uur of langer elk half uur de hoeveelheid opgelost zuurstof (DO), de temperatuur en de pH werd gelogd met een HQD. Ten tweede was het initiële plan om de pH-behandeling toe te dienen aan de waterlaag. Als snel bleek dat de pH van de waterlaag zich na aanzuren of aanloggen door uitwisselingsprocessen met de bodem binnen enkele uren tot een dag zich weer herstelde naar de oorspronkelijke pH van de sliblaag. Dit probleem kon worden opgelost door de sliblaag zelf aan te zuren of aan te loggen. Daartoe is een tweede pilot uitgevoerd om per slibbodem na te gaan hoeveel zuur of loog moest worden toegediend om de pH van het poriewater gedurende langere tijd (circa 24 uur) op een bepaalde streefwaarde te houden.

### 2.4.3 Experimentele opzet

Het experiment is opgezet met de vier genoemde slibbodems, die zijn geïncubeerd in glazen kolommen bij drie verschillende temperaturen (streefwaarde 16, 21 en 26 °C) en drie verschillende pH's, te weten aangezuurd tot pH ~4,8 met een HCl-oplossing, aangelooft tot pH ~6,8 met natronloog en een controle-serie, waarvan de pH niet is gemanipuleerd. Elke combinatie van behandelingen is in enkelvoud uitgevoerd (n=1) en metingen zijn circa één week na de eerste meting herhaald (ronde 1 en ronde 2).

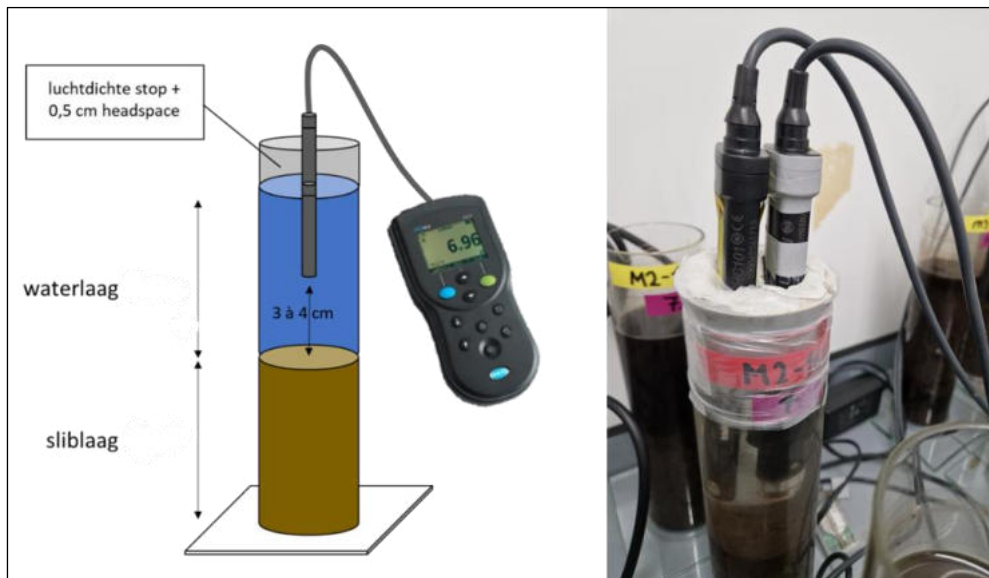
In totaal werden 36 kolommen gebruikt. Elke glazen kolom (25 cm hoog, 6 cm  $\varnothing$ ) werd voorzichtig met behulp van een trechter gevuld met 11 cm slib. Met een knijpfles met demiwater werd voorzichtig – via de rand van de kolom – een waterlaag van 10 cm boven de sliblaag gerealiseerd. De kolommen werden gedurende twee weken in een donkere klimaatkamer van 16 °C gezet om te acclimatiseren (Figuur 5). Vervolgens werden de kolommen een week lang bij een specifieke temperatuur geïncubeerd voordat de metingen aan het zuurstofverbruik werden uitgevoerd. Om dit tijdschema aan te houden zijn de kolommen gefaseerd ingezet, zodat elke kolom ten tijde van de meting ongeveer dezelfde behandeling heeft gehad. De zuurstofconcentraties werden gemeten met een op luminescentie-/optische sensor voor opgelost zuurstof (Hach LDO101) welke tevens is uitgerust met een temperatuursensor. De pH werd gelogd met een pH-elektrode (Hach PHC101). Beide elektrodes werden verbonden met een HQD-meter (Hach HQ11D), waarmee elk half uur de metingen konden worden gelogd.

Tijdens de metingen werd de kolom afgesloten met een rubberen stop. De luchtlaag boven het wateroppervlak (headspace) werd zo klein mogelijk gehouden (< 0,5 cm). De pH- en LDO-elektroden staken beide door de holle stop heen; met kneedbare kit (terostat) was de stop nauwkeurig afgedicht, zodat de kolom volledig werd afgesloten van de buitenlucht. Zodoende konden de elektroden tijdens de metingen permanent en op een vaste afstand van circa 3 cm boven de slibbodem worden geplaatst (Figuur 6). De stop werd tevens omwikkeld met parafilm. De metingen werden steeds minimaal 24 uur verricht of totdat de zuurstofconcentratie tot < 2 mg/L was gedaald. Direct na het verzamelen van het slib werd aan elke bodem een destructie-analyse gedaan. Aan het begin en aan het eind van het experiment werd het poriewater bemonsterd met behulp van een rhizon soil moisture sampler (Eijkelkamp, Giexsbeek). Zie paragraaf 2.1 voor beschrijving van de analysemethoden.

De gegevens werden statistisch getoetst met behulp van R-software (R development core team, 2021, versie 4.4.2) met een Linear Mixed Model (LMM; LME4 package) met meetronde als random effect en temperatuur en zuurgraad als fixed factors. Verschillen binnen de behandelingen werden getoetst met het emeans package.



*Figuur 5. Nadat de glazen kolommen gevuld waren met slib en een waterlaag werden deze twee weken opgesteld in een donkere klimaatkamer van 16 °C om te acclimatiseren (links). Vervolgens kregen de kolommen gedurende een week hun temperatuurbehandeling in een klimaatkamer (16 of 20 °C) of stoof van 26 °C (rechts). Foto: Bas van de Riet.*



*Figuur 6. Schematische weergave van de meetopstelling. Een glazen kolom gevuld met een slib- en waterlaag. Tijdens de meting werd de kolom luchtdicht afgesloten met een rubber stop welke voorzien was van een pH- en zuurstofelektrode. De elektrodes werden permanent en op 3-4 cm boven de slibbodem geïnstalleerd. De concentratie opgelost zuurstof, pH en temperatuur in de waterlaag werden elk half uur gelogd met een HQD. De metingen werden steeds minimaal 24 uur verricht of totdat de zuurstofconcentratie < 2 mg/L was geworden. Foto: Bas van de Riet.*

## 3 Resultaten en discussie

### 3.1 Veldstudies eigenschappen van libellenhabitat

#### 3.1.1 Maanwaterjufferhabitat

De habitat van de maanwaterjuffer is bestudeerd in negen vennen waar de soort recent is verdwenen en vijf vennen waar de soort nog een populatie heeft (Tabel 7).

Tabel 7. Studielocaties maanwaterjufferhabitat – coördinaten, status van de populaties ten tijde van de start van het onderzoek en laatste waarnemingen in de NDFF. -: verdwenen, +: aanwezig.

Gebiedsnaam	X	Y	Status	Laatste waarneming NDFF
Balloërveld	239625	559730	-	2019 - 1 exx
Beerzerveld	233130	501950	-	2017 - 7 exx
Braakhuizense heide	169100	380550	-	2018 - 5 exx
Hoge Veluwe - Gietense Flessen	188470	456425	-	2018 - 17 exx
Kampina - Zandbergven	147225	398360	-	2018 - 44 exx
Malpie - naamloos ven	159305	370290	-	2013 - 9 exx
Oudemolen	239500	562810	-	2015 - 2 exx
Valkenhorst Leende - Brilven	164605	374575	-	2019 - 6 exx
Valkenhorst Leende - 'Lelieven'	164285	374320	-	2018 - 59 exx
Diepe Meerven	164575	376165	+	2022 - 2 exx
Hoge Veluwe - Berg en Dal	188215	455755	+	2023 - 3 exx
Hoge Veluwe - Ven nabij Museonder	185635	456990	+	2024 - 6 exx
Hoge Veluwe - Zandfles	188125	455530	+	2022 - 6 exx
Kampina - Brandven	146055	397860	+	2024 - 20 exx

Maanwaterjufferhabitat betreft kleine tot middelgrote heidevennen. Het omliggende landschap is meestal open heide met weinig bos. De vennen hebben daardoor relatief veel windinvloed. De oevers zijn flauw of wat steiler en de diepte kan oplopen tot meer dan een meter. De dikte van de sliblaag in de vennen is variabel en varieert van afwezig in de ondiepe vennen tot 20 cm in de diepe vennen. Langs de oevers groeien emergente planten, zoals zegges (*Carex spec.*) en veelstengelige waterbies (*E. multicaulis*) en onderwater is veenmos vaak abundant aanwezig. Predatoren, zoals

vissen, larven van grote libellen en waterkevers zijn schaars. Het water van de vennen is zwak zuur tot zwak gebufferd en, op een uitzondering na, arm aan nutriënten.

De soort is recent op veel plekken verdwenen. De onderzochte verlaten vennen wijken af van de vennen waar de soort zich tot de start van het onderzoek heeft weten te handhaven (

Tabel 8). De verlaten vennen zijn gemiddeld ondieper ( $p = 0.028$ ). De grondwaterindicatoren, snavel- (*C. rostrata*) en draadzegge (*C. lasiocarpa*), zijn talrijker in de vennen waar de soort nog voorkomt ( $p = 0.007$ ). Naast verschillen in morfologie, hebben de verlaten vennen ook een lagere pH van het porievocht ( $p = 0.011$ ). De vennen waar de soort nog voorkomt zijn gemiddeld groter, maar dit verschil is niet significant ( $p > 0.05$ ).

Het verdwijnen van de soort in de ondiepe vennen kan samenhangen met het droogvallen van deze vennen gedurende de droge jaren 2018-2020. De lagere pH in het porievocht van de vennen waar maanwaterjuffer (*C. lunulatum*) is verdwenen kan ook duiden op droogval van de organische venbodem. Deze kan verzuren wanneer zuurstof tijdens droogval in de bodem komt en zorgt voor oxidatie van ijzersulfide, wat in de venbodems in voldoende mate beschikbaar is.

Diepere vennen en zeker waar deze een steile oever hebben begroeid met helofyten, bieden ook een ander mogelijk voordeel. In deze vennen kunnen de larven in de helofyten afstand houden tot de bodem, waardoor zij minder in contact komen met de zuurstofarme omstandigheden die daar op kunnen treden.

De vegetatie in de vennen wijst op een invloed van grondwater in de vennen waar maanwaterjuffer zich nog handhaaft. Het voordeel van lokale aanvoer van grondwater zit hem mogelijk in de iets koelere omstandigheden en de kansen die het biedt voor ontwikkeling van zeggevegetaties. Ook zorgt grondwateraanvoer vermoedelijk voor aanvoer van ijzer. De vennen hebben allemaal een behoorlijke sliblaag. In de vennen waar maanwaterjuffer zich handhaaft, bevindt zich in het slib een grote hoeveelheid ijzer. Omdat het ijzer veel fosfor heeft gebonden, leidt dat niet tot hoge concentraties van P in het bodemvocht of venwater. De verhouding tussen ijzer en P in het bodemvocht is zelfs erg gunstig. Door lage beschikbaarheid van P is er minder productie en afbraak van de biomassa en uiteindelijk tot een lagere consumptie van zuurstof.

Larven van de maanwaterjuffer zijn alleen gevonden in twee vennen op de Hoge Veluwe: Berg en Dal en de Zandfles (Figuur 7). Ten tijde van het veldbezoek (september 2022) was het water in de vennen erg ondiep (2-25 cm) en flinke delen van de oever waren drooggevallen. In het noordelijke ven, Berg en Dal, bevonden de larven zich in oeverzones met structuur geleverd door snavelzegge, gewone waterbies of knolrus. Door de onderwaterstructuur konden de larven hier afstand houden van de bodem en de daar aanwezige sliblaag, waar de meeste zuurstofconsumptie is.

De bodem van beide vennen was voor het overgrote deel bedekt met een dunne tot decimeters dikke laag organische stof. De larven kozen plekken waar zij niet in contact kwamen met de organische bodem. In het zuidelijke ven, de Zandfles, was dat op een stuk minerale bodem in de aanspoelzone van losgeraakte knolrusstengels. In het noordelijke ven troffen we de larven aan hoog in snavelzeggeplanten boven een grotendeels minerale bodem. Bovendien waren alle vindplaatsen aan de noord- noordoostzijde gelegen, dus op de oever waar de windwerking het grootste is. In Berg en Dal speelt grondwateraanvoer mogelijk ook een rol naast windwerking. De hoogste larvendichtheid wordt daar aangetroffen op de plaats waar grondwater uittreedt uit de oostelijk gelegen zandruggen (Figuur 7).

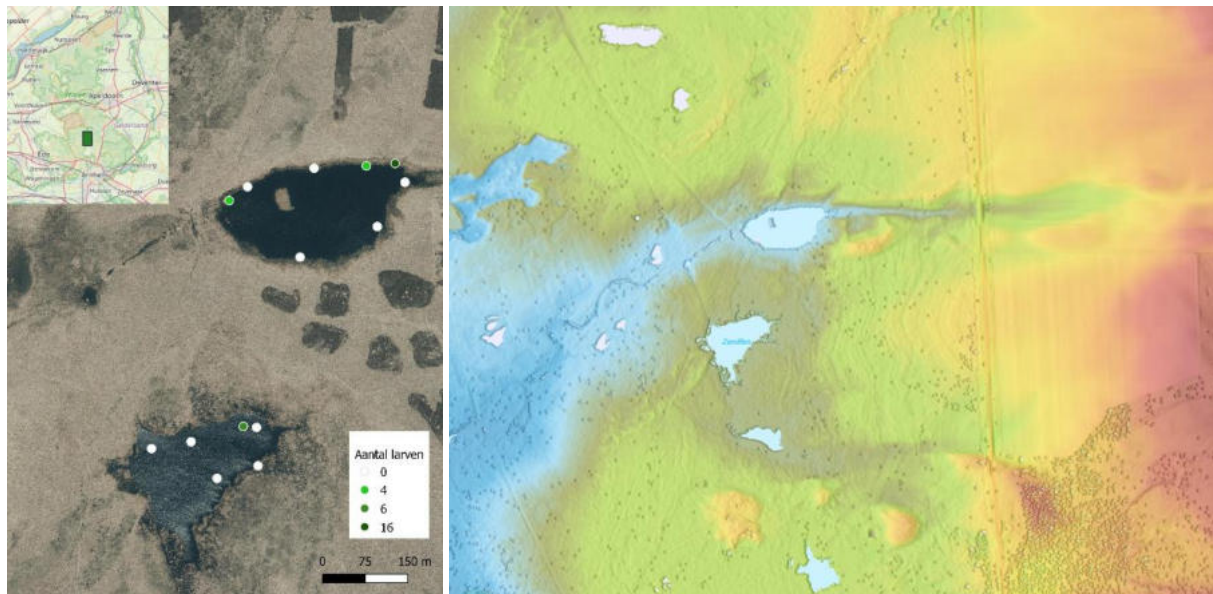
De microhabitatkeuze van de maanwaterjufferlarven bestaat dus uit de plekken die optimale zuurstofcondities hebben: windwerking, geen organische stof, verheven van de bodem tussen de vegetatie en daar waar (periodiek) grondwateraanvoer is. Dat opgehoopte organische stof een knelpunt is voor deze soort blijkt ook uit een recente ontwikkeling in de Bergvennen. Vennen in dat gebied zijn uit vorige eeuw hersteld, waarna een grote populatie waterlobelia tot ontwikkeling is

gekomen. Ook maanwaterjuffer kwam in het gebied voor met waarnemingen in 2002-2015. In de loop van de 21ste eeuw raakten de zandige oevers weer begroeid met veenmos en hoopte zich slib op waardoor de populatie afnam. In 2023 is het veenmos en slib weer verwijderd. Snel na uitvoering van de maatregelen, bleek in 2024 ook de maanwaterjuffer teruggekeerd.

Tabel 8. Morfologische, biotische en chemische kenmerken van verlaten en actueel maanwaterjufferhabitat. Abundantie van predatoren is uitgedrukt in categorieën. 0: afwezig; 1: schaars; 2: matig; 3: talrijk. Verschillen tussen vennen waar maanwaterjuffer verdwenen en aanwezig is, zijn non-parametrisch getoetst met Wilcoxon rank sum test.

	Maanwaterjuffer			p	df
	Verdwenen (N = 9)	Aanwezig (N = 5)	W		
<b>Morfologie</b>					
Oppervlakte (ha)	0,67 ± 0,18	1,32 ± 0,26	10,0	0,11	12
Max. diepte waterlaag (cm)	<b>68 ± 7,2</b>	<b>100 ± 8,9</b>	<b>6,0</b>	<b>0,03</b>	12
Gemiddeld helling (%)	8 ± 2	9 ± 3	18,0	0,61	12
Gemiddelde slibdikte oever (cm)	1,5 ± 0,53	1,0 ± 0,53	24,0	0,89	12
Gemiddelde slibdikte centraal (cm)	5,1 ± 2,05	4,4 ± 2,85	26,0	0,69	12
Beschutting (% bos aan zuidzijde)	8 ± 5,3	12 ± 9,6	23,5	0,94	12
Striijklengte (m)	356 ± 53	436 ± 39	15,5	0,35	12
Bedekking bos (% binnen 100m)	14 ± 5,9	19 ± 14,3	26,0	0,69	12
Bedekking open natuurlijk (% binnen 100m)	85 ± 6,4	81 ± 14,3	26,0	0,69	12
Bedekking agrarisch (% binnen 100m)	0,6 ± 0,6	0 ± 0	25,0	0,55	12
<b>Biotiek</b>					
<i>fauna</i>					
Aantal grote predatoren	1 ± 0,29	1 ± 0	22,5	1,00	12
Gemiddelde abundantie predatoren	0,78 ± 0,22	1 ± 0	17,5	0,45	12
<i>flora</i>					
Gemiddelde bedekking zachtwaterindicatoren (%)	3,1 ± 1,55	0,9 ± 0,9	33,0	0,16	12
Gemiddelde bedekking grondwaterindicatoren (%)	<b>1,2 ± 0,47</b>	<b>11,5 ± 5,24</b>	<b>3,0</b>	<b>0,01</b>	12
Gemiddelde bedekking submers veenmos/knolrus (%)	25 ± 12,5	60 ± 15	12,5	0,16	12
<b>Water- en bodemchemie</b>					
<i>Oppervlaktewater</i>					
pH	5,15 ± 0,21	4,93 ± 0,21	27,0	0,61	12
Alkaliniteit (meq·L <sup>-1</sup> )	0,099 ± 0,026	0,064 ± 0,014	28,5	0,46	12
CO <sub>2</sub> (μmol·L <sup>-1</sup> )	117 ± 34	45 ± 8	32,5	0,21	12
Fe (μmol·L <sup>-1</sup> )	2,98 ± 0,75	5,19 ± 1,05	9,0	0,08	12
S (μmol·L <sup>-1</sup> )	19,07 ± 2,78	25,09 ± 8,04	14,5	0,32	12
NO <sub>3</sub> (μmol·L <sup>-1</sup> )	0,47 ± 0,08	4,06 ± 2,41	26,0	0,69	12
NH <sub>4</sub> (μmol·L <sup>-1</sup> )	4,52 ± 0,57	4,84 ± 1,87	26,0	0,70	12
totaal P (μmol·L <sup>-1</sup> )	2,03 ± 1,34	0,53 ± 0,09	28,0	0,52	12
<i>Porievocht</i>					
pH	<b>5,28 ± 0,1</b>	<b>5,71 ± 0,15</b>	<b>7,0</b>	<b>0,04</b>	12
Alkaliniteit (meq·L <sup>-1</sup> )	0,211 ± 0,031	0,306 ± 0,119	20,5	0,84	12
CO <sub>2</sub> (μmol·L <sup>-1</sup> )	809 ± 217	615 ± 191	24,0	0,90	12
Fe (μmol·L <sup>-1</sup> )	17,83 ± 3,13	45,24 ± 23,21	13,0	0,24	12
S (μmol·L <sup>-1</sup> )	76,4 ± 15,8	25,9 ± 7,3	37,0	0,06	12
NO <sub>3</sub> (μmol·L <sup>-1</sup> )	3,77 ± 0,83	2,77 ± 1,83	30,0	0,36	12
NH <sub>4</sub> (μmol·L <sup>-1</sup> )	162 ± 33	187 ± 42	19,0	0,70	12
totaal P (μmol·L <sup>-1</sup> )	7,01 ± 3,55	2,04 ± 0,51	26,0	0,70	12
<i>Bodemdestructie</i>					
Fe (μmol·g <sup>-1</sup> )	208 ± 37	393 ± 94	9,0	0,08	12
P (μmol·g <sup>-1</sup> )	67,91 ± 13,85	145,03 ± 64,34	15,0	0,36	12
S (μmol·L <sup>-1</sup> )	604 ± 156	923 ± 407	17,0	0,52	12

Predatoren lijken in deze vennen geen rol te spelen in de verspreiding van maanwaterjuffer. Ruimtelijk patronen in het voorkomen van predatoren kwamen namelijk niet overeen met het voorkomen van maanwaterjuffers: de enige waargenomen predatoren waren larven van glazenmakers, maar deze verkozen grotendeels dezelfde microhabitat als de maanwaterjufferlarven. Opmerkelijk was dat op deze plekken ook enkele larven van venglazenmaker zijn gevangen. Deze soort staat er van alle kenmerkende vennenlibellen het slechtste voor en is in Nederland met uitsterven bedreigd. Vissen en grote keversoorten (*Dytiscus* en *Cybister*) ontbraken.



Figuur 7. Links: Maanwaterjufferlarven (aantal per  $m^2$ ) in Berg en Dal (noordelijk ven) en de Zandfles (zuidelijk ven) september 2022. Rechts: Hoogtekaart (AHN4) met de ligging van de vennen (rood = hoog; blauw = laag).

### 3.1.2 Noordse witsnuitlibelhabitat

De habitat van de noordse witsnuitlibel (*L. rubicunda*) is bestudeerd in acht vennen waar de soort recent is verdwenen en vijf vennen waar de soort bij de start van het onderzoek nog een populatie had. Sindsdien is de soort op veel van deze plekken niet meer waargenomen (Tabel 9).

De habitat van de noordse witsnuitlibel (*L. rubicunda*) bestaat uit relatief kleine vennen met enige beschutting van bos (Tabel 10). Langs de oevers is weinig slibophoping en in de centrale delen gemiddelde enkele centimeters. De oevers zijn flauw en in meer of mindere mate begroeid met veelstengelige waterbies (*E. multicaulis*) of snavelzegge (*C. rostrata*). Predatoren zijn schaars. Het water van de vennen is zwak zuur tot zwak gebufferd en arm aan stikstof en fosfaat.

Verlaten en bewoonde vennen verschillen weinig van elkaar in morfologie, biotiek en abiotiek (Tabel 10). De verlaten vennen hebben een hogere bedekking van helofyten die aanvoer van grondwater indiceren. Dit verschil is net niet significant. Verschillen zijn wel gemeten in de chemische samenstelling van oppervlakte- en poriewater. De verschillen in chemie van porievocht wijzen op een sterkere afbraak en daardoor een lagere redoxpotentiaal van de organische bodem in de vennen waar noordse witsnuitlibel (*L. rubicunda*) is verdwenen: dikkere sliblaag, hogere alkaliniteit, meer koolstofdioxide, ijzer, fosfor en ammonium en minder sulfaat. De sterkere slibafbraak in deze vennen is terug te zien in de chemische samenstelling van de waterlaag: meer  $CO_2$ , ijzer, fosfor en

ammonium. Er zit variatie in de meetwaarden tussen de vennen waardoor bij statistische toetsing slechts een deel van deze parameters significant verschillen tussen de twee groepen vennen. De concentratie totaal-fosfor was hoger in oppervlaktewater en porievocht van de vennen waar de noordse witsnuitlibel (*L. rubicunda*) is verdwenen (resp.  $p = 0.048$ ,  $p = 0.006$ ). Dit was ook het geval voor de ijzerconcentratie in het oppervlaktewater ( $p = 0.045$ ). Ook is de hoeveelheid  $\text{NH}_4$  hoger in de verlaten vennen, maar dit verschil was niet significant ( $p = 0.093$ ).

Tabel 9. Studielocaties noordse witsnuitlibelhabitat – coördinaten, status van de populaties ten tijde van de start van het onderzoek en laatste waarnemingen in de NDFF. -: verdwenen, +: aanwezig.

Gebiedsnaam	X	Y	Status	Laatste waarneming NDFF
Besthmenerven	226785	501330	-	2015 - 4 exx
Elspeetse heide - naamloos ven	180950	480550	-	2018 - 6 exx
Hoge Veluwe - Zandfles	188125	455530	-	2018 - 18 exx
Mastbos - Lelieven Kogelvanger	112656	396040	-	2020 - 1 exx
Mastbos - Vischven	111185	395940	-	2018 - 5 exx
Renderklippen	195700	489070	-	2018 - 54 exx
Ven Kasteel Arcen, Gelderns Vlies	211975	386920	-	2016 - 9 exx
Wapserveld	215300	544505	-	2016 - 34 exx
Valkenhorst Leende - Brilven	164600	374575	+	2020 - 4 exx
Mosterdveen, Nunspeet	184480	485250	+	2020 - 12 exx
Aekingerzand	215870	550175	+	2020 - 13 exx
Hoge Veluwe - Deelense Was	187275	456160	+	2024 - 10 exx
Olde Veen	220685	545395	+	2020 - 11 exx

De lage redoxpotentiaal duidt erop dat afbraakprocessen in het slib al het beschikbare zuurstof verbruiken. Hierdoor kan de beschikbaarheid daarvan in het water nabij de bodem sterk kan afnemen. Toename van afbraak in venbodems kan het gevolg zijn van een stijging van de watertemperatuur in vennen (Van Dam en Mertens 2013) en de afgenomen verzuring waardoor bacteriële processen weer op gang kwamen (Van Kleef et al. 2010).

Larven van noordse witsnuitlibel (*L. rubicunda*) zijn gezocht op de Grootte Heide, Deelensche Was, Mosterdveen, Landgoed Venrode en de Stulp. Uiteindelijk zijn alleen in de Stulp larven aangetroffen. In het perceel met de noordse witsnuitlibel (*L. rubicunda*) liggen meerdere waterlichamen. De meeste waren minder dan een meter diep en begroeid met veenmossen en knolrus. Alhoewel deze watertjes geschikt leefgebied leken, werden ze daar niet aangetroffen.

Zes larven werden wel aangetroffen aan de rand van een diepe plas in het centrum van het perceel. De plas was ruim 1,5 m diep met verticale oevers. De bodem bestond uit mineraal zand met slechts een zeer dunne laag organisch materiaal. De larven bevonden zich aan de schaars begroeide steile zuidoever ruim boven de bodem. Zo zaten ze ver boven de plek waar zuurstof wordt verbruikt en bovendien uit de zon op een koele plek. Dit larvale habitat wijkt af van beschrijvingen in de literatuur. Dat wordt namelijk beschreven als “ondiepe oeverzones .... tussen waterplanten en levend veenmos” (Sternberg en Buchwald 2000).

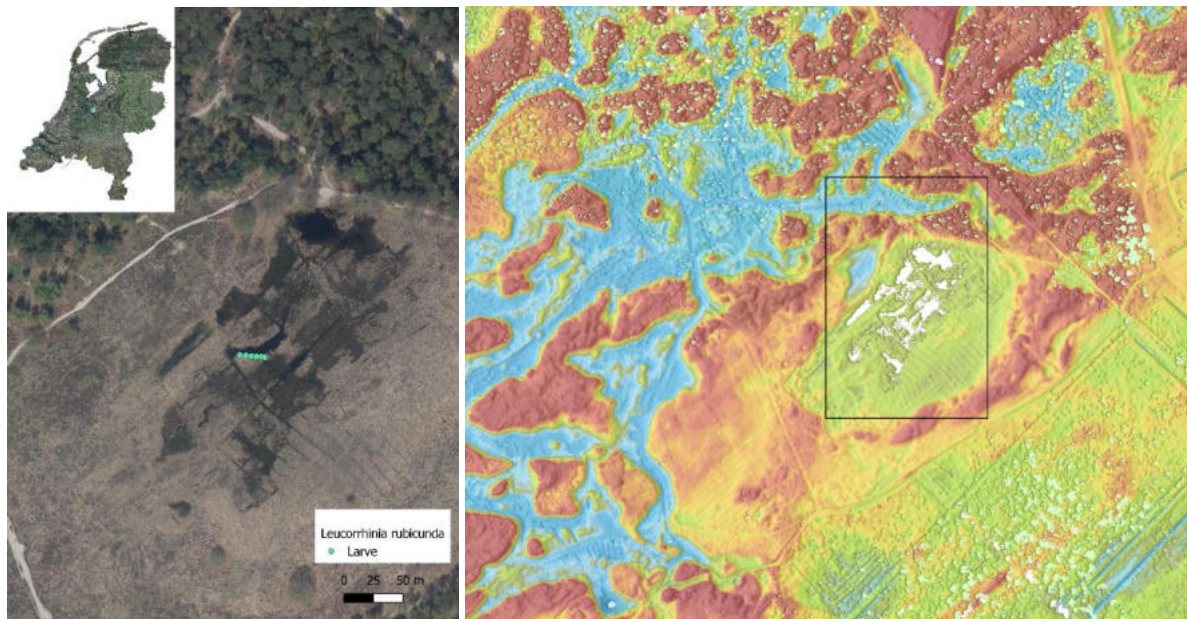
Tabel 10. Morfologische, biotische en chemische kenmerken van verlaten en actueel noordse witsnuitlibelhabitat. Abundantie van predatoren is uitgedrukt in categorieën. 0: afwezig; 1: schaars, 2: matig, 3: talrijk. Verschillen tussen vennen waar noordse witsnuitlibel verdwenen en aanwezig is, zijn non-parametrisch getoetst met Wilcoxon rank sum test.

	Noordse witsnuitlibel		W	p	df
	Verdwenen (N = 8)	Aanwezig (N = 5)			
<b>Morfologie</b>					
Oppervlakte (ha)	0,93 ± 0,27	0,63 ± 0,16	24,0	0,61	11
Max. diepte waterlaag (cm)	67 ± 6,3	82 ± 11,6	13,0	0,34	11
Gemiddeld helling (%)	1 ± 5	8 ± 2	13,0	0,35	11
Gemiddelde slibdikte oever (cm)	1,7 ± 0,95	0,9 ± 0,32	16,5	0,66	11
Gemiddelde slibdikte centraal (cm)	7 ± 3,67	3,5 ± 0,87	18,0	0,83	11
Beschutting (% bos aan zuidzijde)	34 ± 16,7	57 ± 22,6	28,5	0,22	11
Striijklengte (m)	250 ± 46	222 ± 87	24,5	0,56	11
Bedekking bos (% binnen 100m)	30 ± 11,2	43 ± 16,6	16,0	0,61	11
Bedekking open natuurlijk (% binnen 100m)	70 ± 11,2	57 ± 16,6	16,0	0,61	11
Bedekking agrarisch (% binnen 100m)	0 ± 0	0 ± 0	-	-	11
<b>Biotiek</b>					
<i>fauna</i>					
Aantal grote predatoren	1,25 ± 0,45	1,2 ± 0,58	20,5	1,00	11
Gemiddelde abundantie predatoren	1,13 ± 0,35	1,2 ± 0,58	20,0	1,00	11
<i>flora</i>					
Gemiddelde bedekking zachtwaterindicatoren (%)	12,1 ± 9,3	9,8 ± 3,25	14,0	0,40	11
Gemiddelde bedekking grondwaterindicatoren (%)	15,7 ± 9,04	0,8 ± 0,49	33,5	0,05	11
Gemiddelde bedekking submers veenmos/knolrus (%)	31,9 ± 12,82	48 ± 16,7	15,0	0,48	11
<b>Water- en bodemchemie</b>					
<i>Oppervlaktewater</i>					
pH	4,94 ± 0,19	5,01 ± 0,17	15,5	0,56	11
Alkaliniteit (meq·L <sup>-1</sup> )	0,091 ± 0,023	0,064 ± 0,008	23,5	0,66	11
CO <sub>2</sub> (μmol·L <sup>-1</sup> )	148 ± 37	47 ± 11	29,0	0,22	11
Fe (μmol·L <sup>-1</sup> )	<b>5,58 ± 1,45</b>	<b>1,99 ± 0,68</b>	<b>34,0</b>	<b>0,05</b>	11
S (μmol·L <sup>-1</sup> )	15,5 ± 2,57	18,79 ± 5,33	18,0	0,83	11
NO <sub>3</sub> (μmol·L <sup>-1</sup> )	0,52 ± 0,31	0,16 ± 0,16	31,0	0,11	11
NH <sub>4</sub> (μmol·L <sup>-1</sup> )	3,83 ± 0,58	2,2 ± 0,46	32,0	0,09	11
totaal P (μmol·L <sup>-1</sup> )	<b>0,6 ± 0,09</b>	<b>0,33 ± 0,03</b>	<b>34,0</b>	<b>0,05</b>	11
<i>Porievocht</i>					
pH	5,67 ± 0,19	5,78 ± 0,1	15,0	0,52	11
Alkaliniteit (meq·L <sup>-1</sup> )	0,804 ± 0,527	0,254 ± 0,067	23,0	0,71	11
CO <sub>2</sub> (μmol·L <sup>-1</sup> )	962 ± 317	523 ± 241	28,0	0,28	11
Fe (μmol·L <sup>-1</sup> )	69,06 ± 36,88	28,22 ± 16	24,0	0,62	11
S (μmol·L <sup>-1</sup> )	26,8 ± 7,6	110,8 ± 73,6	17,0	0,72	11
NO <sub>3</sub> (μmol·L <sup>-1</sup> )	3,64 ± 0,92	1,78 ± 0,59	29,0	0,22	11
NH <sub>4</sub> (μmol·L <sup>-1</sup> )	211 ± 80	109 ± 44	28,0	0,28	11
totaal P (μmol·L <sup>-1</sup> )	<b>7,49 ± 1,96</b>	<b>0,91 ± 0,43</b>	<b>38,0</b>	<b>0,01</b>	11
<i>Bodemdestructie</i>					
Fe (μmol·g <sup>-1</sup> )	542 ± 268	306 ± 81	21,0	0,94	11
P (μmol·g <sup>-1</sup> )	124,18 ± 42,8	71,62 ± 9,88	21,0	0,94	11
S (μmol·L <sup>-1</sup> )	741 ± 274	569 ± 139	18,0	0,83	11

De vennen van de Stulp liggen hoog in het landschap omgeven door dekzanden (Figuur 8). De dichte structuur van ontwateringssloten en plaatselijk grote diepte van de wateren wijst erop dat het waarschijnlijk een ontwaterd en vergraven veentje betreft. Het veen watert aan de noordzijde af op een serie van slenken. Door de hoge landschappelijke ligging is de wateraanvoer vermoedelijk gering.

Bovendien zijn de libellenlarven in het centrale deel van het gebied gevonden en niet aan de rand waar water uit kan treden. Grondwateraanvoer lijkt in dit gebied dus geen rol te spelen.

Met de keuze voor een diep waterlichaam met weinig slib en verblijf hoog in een zuid-geëxponeerde steile oever kiest de soort voor een koele plek voor de larvale ontwikkeling waar de kans op zuurstofstress minimaal is.



Figuur 8. Links: Larven van de noordse witsnuitlibel in de Stulp september 2022. Rechts: Hoogtekaart (AHN4) met de ligging van de vennen (rood = hoog; blauw = laag).

### 3.1.3 Zwarte heidelibelhabitat

De habitat van de zwarte heidelibel (*S. danae*) is bestudeerd in negen vennen waar de soort recent is verdwenen en negen vennen waar de soort nog een populatie heeft (Tabel 11). Sinds de start van het onderzoek is de soort waargenomen nabij drie vennen, waarvan in eerste instantie werd beoordeeld dat de zwarte heidelibel (*S. danae*) daar verdwenen was: Brilven, Aekingerzand, en Braakhuizense heide. We beschouwen deze recente waarnemingen als zwervers. Reden daarvoor is dat in alle drie de vennen de libellenpopulaties al geruime tijd daarvoor sterk waren afgenomen. De laatste keer dat bij deze vennen meer dan 5 exemplaren van de zwarte heidelibel (*S. danae*) zijn waargenomen, was 2016 voor Aekingerzand (5 exx.) en Brilven (10 exx.) of 2018 voor Braakhuizense heide (64 exx.). Bovendien kunnen de recent waargenomen dieren afkomstig zijn uit andere vennen, aangezien deze drie vennen in gebieden liggen met vele vennen in de nabijheid.

De habitat van de zwarte heidelibel (*S. danae*) bestaat uit relatief kleine vennen met enige beschutting van bos (Tabel 12). Langs de oevers is slibophoping gering en in de centrale delen gemiddeld enkele centimeters. Onder water groeit meestal veel veenmos en een enkele keer is knolrus dominant. Langs de flauwe oevers staat in meer of mindere mate veelstengelige waterbies of snavelzegge. Predatoren zijn schaars. Het water van de vennen is zwak zuur tot zwak gebufferd en - op een enkele uitzondering na - arm aan stikstof en fosfaat.

Verlaten vennen liggen gemiddeld in minder bosrijke omgevingen ( $p = 0.050$ ), zijn minder beschermd ( $p = 0.095$ ) en hebben een grotere windwerking (strijklengte;  $p = 0.050$ ) dan vennen waar zwarte heidelibel (*S. danae*) nog voorkomt. Door beschutting is er minder wind en dus minder zuurstofverrijking via waterbeweging, maar deze kleine, beschutte vennen kunnen wel koeler blijven dankzij extra schaduw.

Tabel 11. Studielocaties zwarte heidelibelhabitat – coördinaten, status van de populaties ten tijde van de start van het onderzoek en laatste waarnemingen in de NDFF. -: verdwenen, +: aanwezig. \*: waarnemingen in 2022-2024 betreffen vermoedelijk zwevers, de aantallen op deze vennen waren al sinds 2018 laag.

Gebiedsnaam	X	Y	Status	Laatste waarneming NDFF
Mastbos - Vischven	111185	395940	-	2018 - 1 exx
Mastbos - Lelieven Kogelvanger	112656	396040	-	2017 - 12 exx
Ven Kasteel Arcen, Gelderns Vlies	211975	386920	-	2015 - 1 exx
Elspeetse heide - naamloos ven	180950	480550	-	2016 - 3 exx
Valkenhorst Leende - Brilven	164600	374575	-	2023 - 2 exx*
Aekingerzand	215870	550175	-	2024 - 1 exx*
Braakhuizense heide	169100	380550	-	2022 - 1 exx*
Kampina - Zandbergven	147225	398360	-	2017 - 14 exx
Kampina - Brandven	146055	397860	-	2017 - 2 exx
Zwartven (noordelijk deel)	149095	364765	+	2024 - 50 exx
Renderklippen	195700	489070	+	2024 - 1 exx
Hoge Veluwe - Zandfles	188125	455530	+	2022 - 1 exx
Mosterdveen, Nunspeet	184480	485250	+	2020 - 11 exx
Hoge Veluwe - Deelense Was	187275	456160	+	2024 - 6 exx
Ven natuurbegraafplaats de Utrecht	137360	382250	+	2021 - 96 exx
Munven	168490	417380	+	2023 - 2 exx
Drouwenerveld	247362	552060	+	2024 - 35 exx
Zwartven (zuidelijk deel)	149030	364685	+	2024 - 22 exx

Veenmos (*Sphagnum spec.*) en knolrus (*J. bulbosus*) zijn abundanter in bewoonde vennen dan in verlaten vennen ( $p = 0.012$ ). Volgens Kalkman vormen deze planten een belangrijk larvaal leefgebied (Libellenstudie 2002) al hoewel ze ook op vegetatiearme bodem aangetroffen kunnen worden.

Verlaten vennen zijn minder zuur, dan vennen waar nog zwarte heidelibel (*S. danae*) voorkomt. De pH van de bezette vennen is met gemiddeld 4,5 uitzonderlijk laag voor zure vennen. Eind vorige eeuw was een pH van 4,5 nog heel normaal, maar sinds de eeuwwisseling is de pH van veel vennen met een hele pH-eenheid gestegen (Van Kleef et al. 2010). Mogelijk draagt de hogere pH in de verlaten vennen ( $p = 0.018$ ) bij aan een sterkere afbraak van het organische materiaal op de venbodems. Net als in de vennen die verlaten waren door de noordse witsnuitlibel (*L. rubicunda*), wijzen verschillen in chemie van porievocht op een sterkere afbraak en daardoor een lagere redoxpotentiaal van de organische bodem in de vennen waar zwarte heidelibel (*S. danae*) is verdwenen: hogere alkaliniteit, meer koolstofdioxide, ijzer, ammonium en fosfor en minder sulfaat. De sterkere slibafbraak in deze vennen is terug te zien in de chemische samenstelling van de waterlaag: hogere alkaliniteit, meer CO<sub>2</sub> en meer fosfor. Wederom zit er variatie in de meetwaarden waardoor bij statistische toetsing slechts een deel van deze parameters significant verschillen tussen de twee groepen vennen. In de verlaten vennen zijn de concentraties totaal fosfor in bodem- en oppervlaktewater verhoogd ( $p = 0.048$  en  $0.074$  resp.) evenals de concentratie van ammonium in het porievocht ( $p = 0.046$ ).

Tabel 12. Morfologische, biotische en chemische kenmerken van verlaten en actueel zwarte heidelibelhabitat. Abundantie van predatoren is uitgedrukt in categorieën. 0: afwezig; 1: schaars, 2: matig, 3: talrijk. Verschillen tussen vennen waar zwarte heidelibel verdwenen en aanwezig is, zijn non-parametrisch getoetst met Wilcoxon rank sum test.

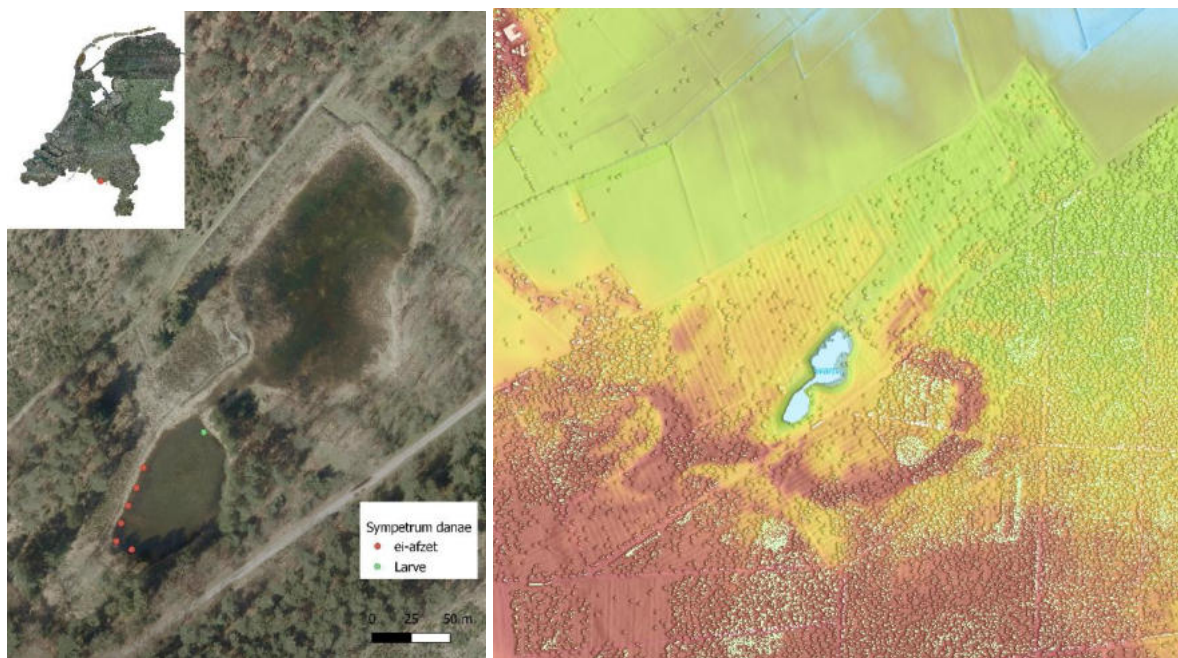
	Zwarte heidelibel		W	p	df
	Verdwenen (N = 9)	Aanwezig (N = 9)			
<b>Morfologie</b>					
Oppervlakte (ha)	0,86 ± 0,23	0,51 ± 0,15	52,0	0,33	16
Max. diepte waterlaag (cm)	73 ± 8,5	67 ± 8,2	43,5	0,82	16
Gemiddeld helling (%)	7 ± 1	8 ± 2	35,0	0,66	16
Gemiddelde slibdikte oever (cm)	1,6 ± 0,61	1,9 ± 0,85	46,5	0,63	16
Gemiddelde slibdikte centraal (cm)	4,8 ± 1,71	3,5 ± 0,97	44,0	0,79	16
Beschutting (% bos aan zuidzijde)	23 ± 13,2	62 ± 14,9	59,5	0,10	16
Striijklengte (m)	<b>323 ± 51</b>	<b>171 ± 55</b>	<b>63,0</b>	<b>0,05</b>	16
Bedekking bos (% binnen 100m)	<b>22 ± 7,5</b>	<b>47 ± 8,7</b>	<b>18,0</b>	<b>0,05</b>	16
Bedekking open natuurlijk (% binnen 100m)	<b>78 ± 7,5</b>	<b>52 ± 9,2</b>	<b>63,0</b>	<b>0,05</b>	16
Bedekking agrarisch (% binnen 100m)	0 ± 0	1,7 ± 1,2	31,5	0,17	16
<b>Biotiek</b>					
<i>fauna</i>					
Aantal grote predatoren	0,67 ± 0,24	1 ± 0,25	27,0	0,38	15
Gemiddelde abundantie predatoren	0,56 ± 0,18	1 ± 0,31	26,5	0,32	15
<i>flora</i>					
Gemiddelde bedekking zachtwaterindicatoren (%)	12,44 ± 8,14	2,39 ± 1,64	53,5	0,25	16
Gemiddelde bedekking grondwaterindicatoren (%)	12,22 ± 8,25	2,39 ± 1,61	54,0	0,23	16
Gemiddelde bedekking submers veenmos/knolrus (%)	<b>28,33 ± 11,84</b>	<b>70 ± 7,07</b>	<b>14,5</b>	<b>0,01</b>	16
<b>Water- en bodemchemie</b>					
<i>Oppervlaktewater</i>					
pH	<b>5 ± 0,16</b>	<b>4,54 ± 0,09</b>	<b>61,0</b>	<b>0,02</b>	15
Alkaliniteit (meq·L <sup>-1</sup> )	0,082 ± 0,021	0,044 ± 0,008	52,5	0,12	15
CO <sub>2</sub> (μmol·L <sup>-1</sup> )	112 ± 36	50 ± 11	45,5	0,39	15
Fe (μmol·L <sup>-1</sup> )	4,32 ± 1,41	2,72 ± 0,77	44,0	0,48	15
S (μmol·L <sup>-1</sup> )	18,57 ± 2,66	181,51 ± 103,65	20,0	0,14	15
NO <sub>3</sub> (μmol·L <sup>-1</sup> )	1,67 ± 1,06	36,91 ± 28,54	38,0	0,89	15
NH <sub>4</sub> (μmol·L <sup>-1</sup> )	4,86 ± 0,97	3,79 ± 0,79	44,0	0,48	15
totaal P (μmol·L <sup>-1</sup> )	<b>0,5 ± 0,05</b>	<b>0,36 ± 0,1</b>	<b>57,0</b>	<b>0,05</b>	15
<i>Porievocht</i>					
pH	5,71 ± 0,13	5,4 ± 0,25	47,0	0,32	15
Alkaliniteit (meq·L <sup>-1</sup> )	0,712 ± 0,472	0,306 ± 0,112	48,5	0,25	15
CO <sub>2</sub> (μmol·L <sup>-1</sup> )	753 ± 312	557 ± 162	33,0	0,82	15
Fe (μmol·L <sup>-1</sup> )	62,61 ± 33,16	27,86 ± 11,2	41,0	0,67	15
S (μmol·L <sup>-1</sup> )	46,4 ± 12,6	268,5 ± 141,4	21,0	0,17	15
NO <sub>3</sub> (μmol·L <sup>-1</sup> )	4,71 ± 1,13	28,51 ± 22,56	38,0	0,89	15
NH <sub>4</sub> (μmol·L <sup>-1</sup> )	<b>220 ± 70</b>	<b>93 ± 27</b>	<b>57,0</b>	<b>0,05</b>	15
totaal P (μmol·L <sup>-1</sup> )	5,28 ± 2,02	1,9 ± 0,93	55,0	0,07	15
<i>Bodemdestructie</i>					
Fe (μmol·g <sup>-1</sup> )	476 ± 242	482 ± 189	31,0	0,67	15
P (μmol·g <sup>-1</sup> )	73,64 ± 18,69	96,08 ± 38,62	36,0	1,00	15
S (μmol·L <sup>-1</sup> )	426 ± 91	521 ± 134	31,0	0,67	15

Larven van de zwarte heidelibel (*S. danae*) zijn gezocht bij de Deelensche Was (Hoge Veluwe), Zandfles (Hoge Veluwe), een ven op de naturbegräafplaats bij Landgoed de Utrecht en het Zwartven bij Luijksgestel. Uiteindelijk is alleen in het zuidelijk deel van het Zwartven een larve gevangen in mei 2023. In september 2023 werd in het ven eiafzet waargenomen en rond het ven 10-tallen imago's gezien (Figuur 9). Het ven ontvangt mogelijk lokaal water vanaf het westen, zuiden en

oosten en watert af via een slenk aan de noordoostzijde. Voor de groei van veenmos en knolrus is dat ongetwijfeld belangrijk. Het is niet duidelijk of dit nog andere effecten heeft op de larvale leefomstandigheden.

Dit deel van het ven is redelijk diep (ca. 1 meter), en valt alleen in hele droge zomers droog. De bodem is mineraal of bedekt met een dunne laag organisch materiaal, die op de meeste plekken minder dan 1 cm dik is. Onderwater bestaat de begroeiing uit knolrus- en veenmosvelden. De noordoostoever, waar de enige larve is gevangen, is steil. Eiafzet daarentegen werd aan de zonbeschenen westzijde waargenomen op net drooggevallen matjes van veenmos (Figuur 9).

Met de keuze voor een diep waterlichaam met weinig slib en verblijf hogerop in een noordoost gesitueerde steile oever kiest de soort voor een plek voor de larvale ontwikkeling waar de kans op zuurstofstress minimaal is. Door de expositie ontvangt de oever een groot deel van de dag zon, waardoor het water er wel redelijk snel zal opwarmen.



Figuur 9. Links: Larve en eiafzet van de zwarte heidelibel in het zwartven in 2023. Rechts: Hoogtekaart (AHN4) met de ligging van het ven (rood = hoog; blauw = laag).

### 3.1.4 Samenvatting habitatstudies

De veldstudies geven aanwijzingen dat de maanwaterjuffer te lijden heeft gehad onder de effecten van enkele droge zomers. Ook lijken de larven van de drie bestudeerde libellensoorten last te hebben van organische venbodems met een hoge biologische activiteit (Tabel 13). Ze zoeken plekken op om de zuurstofarme leefomstandigheden die daarmee samenhangen te ontwijken. Zo vergroten alle drie de soorten de afstand tussen zichzelf en de venbodem en/of zoeken ze locaties op met weinig organische stof. Ook kan verkoeling door schaduw of via de aanvoer van grondwater de leefomstandigheden verbeteren. Tot slot lijkt windwerking ook verzachtend te werken door aanvoer van zuurstof en/of het slibvrijhouden van oevers.

Tabel 13. Samenvatting van omstandigheden die van invloed zijn op populatietrends en keuze van larvaalhabitat van drie kenmerkende libellensoorten. - : negatief effect waargenomen; + : positief effect waargenomen.

Conditie	Mogelijk relevant proces	Maanwaterjuffer	Noordse witsnuitlibel	Zwarte heidelibel
geringe diepte	droogval	-		
steile oever	afstand houden tot organische bodem		+	+
bos langs ven/steile oever op noorden	beschaduwning > verkoeling		+	-/+
windwerking	vrijhouden van slib/aanvoer zuurstof	+		
aanvoer grondwater	afkoeling en/of larvaalhabitat	+		+
organische bodem	afbraak > zuurstofgebrek	-	-	-
veenmos en knolrus	larvaalhabitat			+
helofyten aan de oever	afstand houden tot organische bodem	+		+

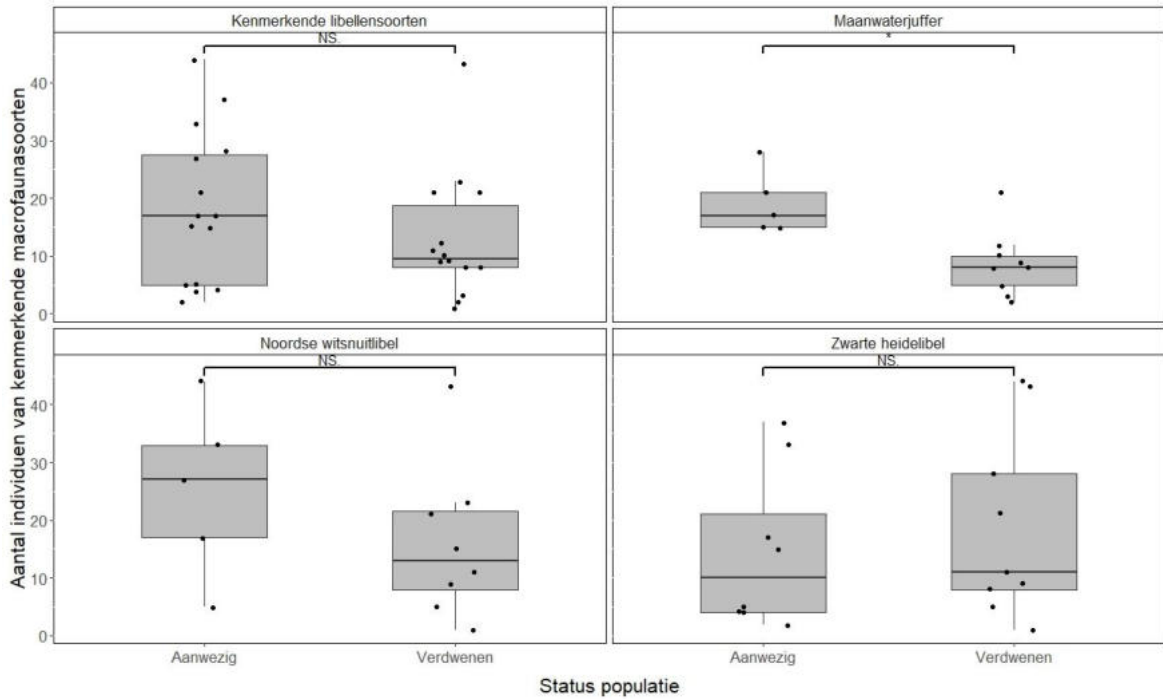
### 3.2 Voorkomen kenmerkende macrofauna in zure vennen

Met uitzondering van libellen is de trend van de meeste aquatische macrofauna niet bekend. Daarom weten we niet of andere aquatische ongewervelden in zure vennen dezelfde negatieve ontwikkelingen doormaken als de karakteristieke venlibellen die we in deze studie onderzoeken. In de veldstudie waarbij in 30 vennen de eigenschappen van libellenhabitat is onderzocht, is daarom ook het voorkomen van andere aquatische ongewervelden op gestandaardiseerde wijze genoteerd. Indien deze soorten vergelijkbare patronen laten zien als de libellen, dan is het aannemelijk dat de achteruitgang van ongewervelden zich niet beperkt tot een paar libellensoorten.

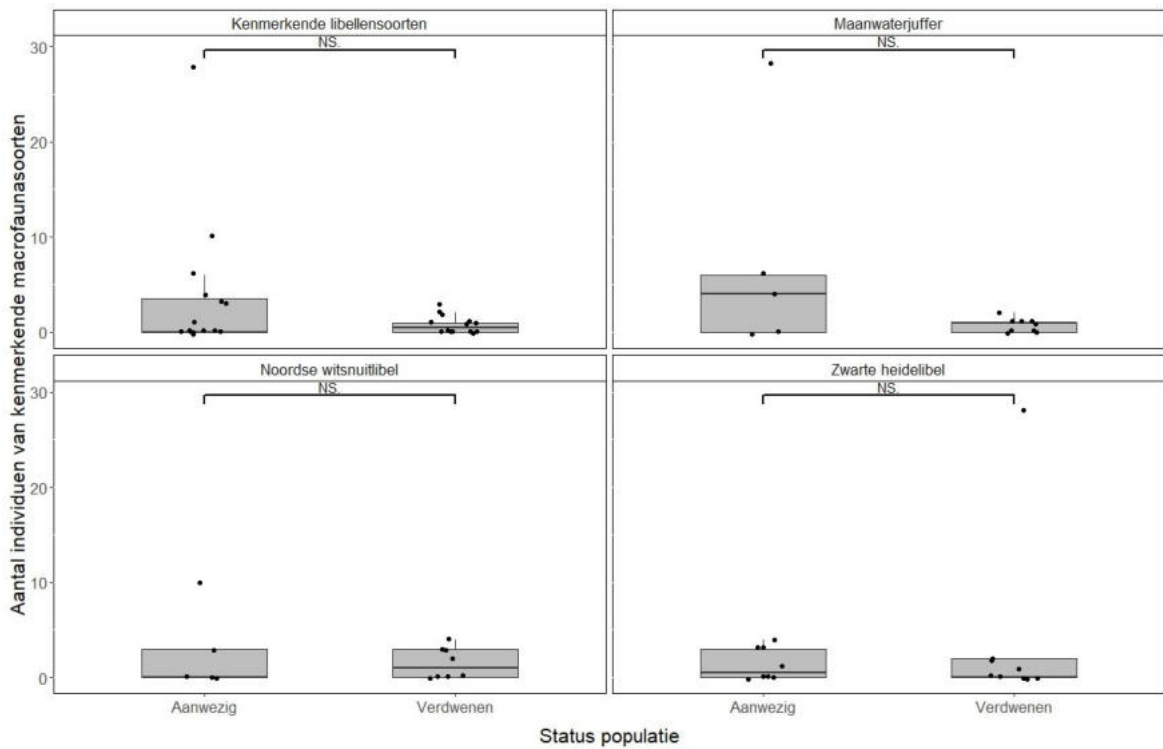
Er was geen verband tussen de ontwikkeling van libellenpopulaties en het aantal kenmerkende macrofaunasoorten. Het aantal individuen dat van deze soorten is waargenomen vertoont wel een patroon. In wateren waar maanwaterjuffer (*C. lunulatum*) is verdwenen is dit aantal lager dan in vennen waar de maanwaterjuffer (*C. lunulatum*) nog voorkomt (Figuur 10). In de vennen die we voor noordse witsnuitlibel (*L. rubicunda*) of zwarte heidelibel (*S. danae*) hebben onderzocht is een dergelijk patroon echter niet waargenomen.

Negentien kenmerkende soorten van de 23 geselecteerde soorten zijn waargenomen (Bijlage 0). De meeste van deze soorten behoren tot de groepen waterkevers (8 soorten) en waterwantsen (5 soorten). Beide groepen halen adem door lucht, die ze onder hun dekschilden opslaan, regelmatig aan het wateroppervlak te verversen. Daarmee is het niet waarschijnlijk dat zij in dezelfde mate als libellenlarven last hebben van problemen met de zuurstofvoorziening. Zes van de waargenomen kenmerkende soorten halen hun zuurstof wel uit het water. Het betreft vier soorten kokerjuffers, een haft en een mosmug. Zij zijn mogelijk gevoeliger voor een afname van de zuurstofbeschikbaarheid. De aantallen die we van deze soorten hebben waargenomen waren echter laag en vertoonden geen patroon met de status van de kenmerkende venlibellen (Figuur 11).

Met lineaire regressie is onderzocht of er verbanden waren tussen kenmerkende watermacrofauna (zowel aantal waargenomen soorten als individuen) en omgevingsparameters die kunnen samenhangen met afbraakgerelateerde zuurstofstress. De soortenrijkdom correleerde zwak positief met de oppervlakte ( $R^2=0.17$ ,  $B=0,14$ ,  $SE=0.56$ ,  $t(27)=0.25$ ,  $p=0.025$ ), maar niet met andere parameters. Het aantal individuen van kenmerkende soorten correleerde met geen enkele parameter.



Figuur 10. Aantallen gevangen individuen van kenmerkende watermacrofaunasoorten in vennen met en zonder libellensoorten die karakteristiek zijn voor zure vennen. Elke punt geeft van één ven het totaal aantal individuen van alle soorten gezamenlijk weer. NS:  $p > 0.05$ ; \*:  $p = 0.008$  Student t- test.



Figuur 11. Aantallen gevangen individuen van kenmerkende watermacrofaunasoorten met onderwater-ademhaling in vennen met en zonder libellensoorten die karakteristiek zijn voor zure vennen. NS:  $p > 0.05$ .

Soorten met verschillende vormen van respiratie (lucht vs water) zijn afzonderlijk geanalyseerd. De aantallen kenmerkende soorten met aquatische respiratie correleerden tegen de verwachting in positief met  $\text{NH}_4$ -concentratie in het oppervlaktewater ( $R^2=0.32$ ,  $B=0,25$ ,  $SE=1.98$ ,  $t(27)=0.13$ ,  $p=0.001$ ), terwijl abundantie van luchtademhalers een zwak negatief verband vertoonde ( $R^2=0.16$ ,  $B=-0,08$ ,  $SE=2.21$ ,  $t(27)=-0.04$ ,  $p=0.034$ ). Andere verbanden zijn niet gevonden.

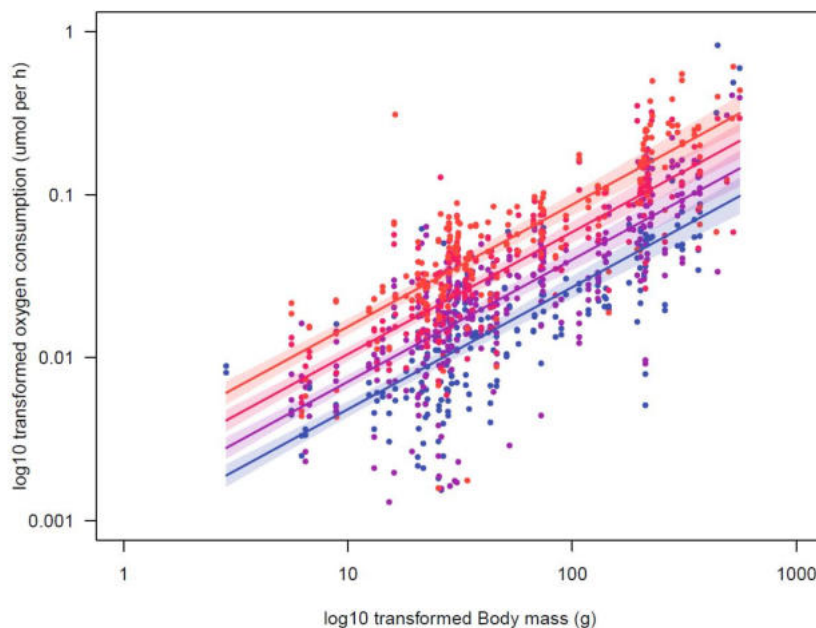
Dat het voorkomen van kenmerkende aquatische ongewervelden geen duidelijke verbanden vertoont met de trends van de libellen in de vennen of met de gemeten omgevingsparameters heeft mogelijk te maken met het geringe aantal waarnemingen dat van deze soorten is gedaan. Meer dan de helft van de soorten was in slechts vier of minder vennen aangetroffen, onvoldoende frequent om patronen in hun voorkomen te kunnen verklaren. In de negenentwintig onderzochte vennen waren er slechts drie soorten die in meer dan 10 vennen zijn waargenomen. Dat waren de waterwantsen *Cymatia bonstdorfii*, *Hesperocorixa castanea* en waterkever *Enochrus affinis* – allen luchtademhalers en daarmee minder gevoelig voor zuurstofstress. De meest waargenomen soorten met aquatische respiratie waren de kokerjuffer *Agrypnia varia*, de haft *Leptophlebia vespertina* en mosmug *Phalacrocerca replicata*, met respectievelijk 7, 6 en 4 waarnemingen. *A. varia* werd even vaak in vennen aangetroffen waar kenmerkende libellen waren verdwenen (vier locaties) als waar één van de drie libellensoorten nog voor kwam (drie locaties). In de vennen waar *L. vespertina* en *P. replicata* werden aangetroffen kwamen relatief vaak ook nog kenmerkende libellensoorten voor: in vijf van de zes vennen met *L. vespertina* en drie van de vier vennen met *P. replicata*.

Concluderend, op basis van de data in deze studie kunnen we niet vaststellen of andere macrofaunasoorten vergelijkbare patronen laten zien als de libellen. Uitsluiten kunnen we het echter ook niet, aangezien in vennen waar maanwaterjuffer verdwenen is de aantallen van andere karakteristieke macrofaunasoorten lager waren. Om de veranderingen in de macrofauna te achterhalen, zullen we gebruik moeten maken van meerjarige monitoringsreeksen. Toeval wil dat een dergelijke analyse recent is uitgevoerd van de ontwikkelingen in de periode 2008-2023 van de macrofaunagemeenschap in de Gerritsfles, een zuur ven op de Veluwe. In een periode van 15 jaar vond er in het ven een sterke afname van ongeveer 60% plaats van de ongewervelden. De afname beperkte zich tot soorten met aquatische respiratie, waarbij karakteristieke soorten bovendien sneller afnamen dan soorten met een voorkomen in meerdere watertypen. De verarmde macrofaunagemeenschap in de Gerritsfles vertoonde recent weer een kleine opleving, mogelijk als gevolg van een daling van de pH in de laatste jaren van de monitoringsreeks. Deze resultaten ondersteunen het beeld dat geschetst wordt door de achteruitgang van kenmerkende libellen, namelijk een afname die veroorzaakt wordt door zuurstofstress als gevolg van verminderde verzuring en klimaatopwarming.

### 3.3 Zuurstofverbruik van libellenlarven

#### 3.3.1 Algemene patronen zuurstofverbruik

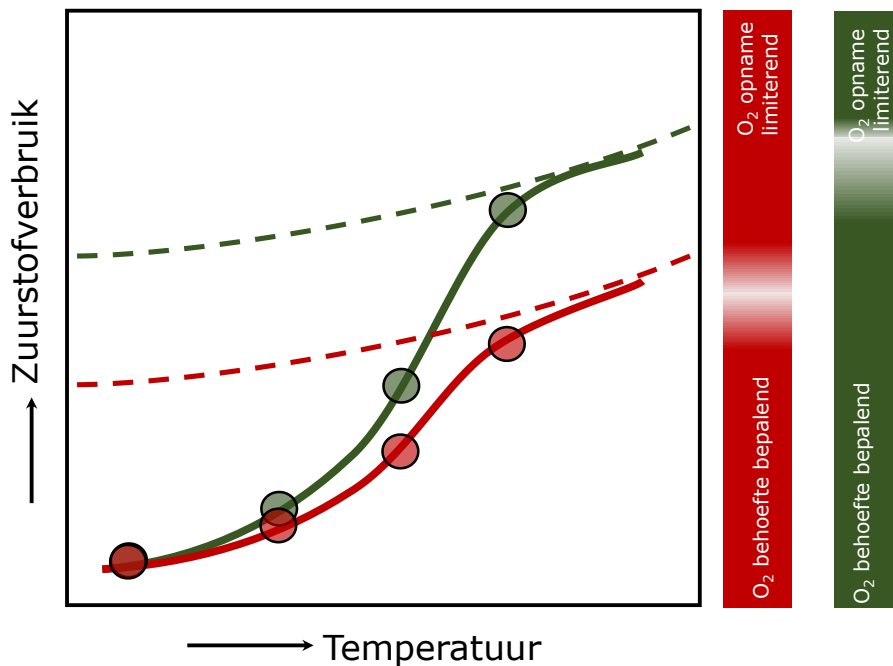
Het zuurstofverbruik neemt toe met de massa van de larven en met toenemende temperatuur (Figuur 12). Het is bekend dat zuurstofverbruik niet lineair toeneemt met toenemende massa, maar allometrisch met een schalingsexponent van ongeveer 0.75 (Chown et al. 2007, Rubalcaba et al. 2020). Dit stemt goed overeen met de gegevens van de libellenlarven waarvoor een exponent van 0.76 ( $\pm 0.05$ , S.E.) werd gevonden. Dat wil zeggen grotere larven verbruiken meer zuurstof in absolute zin, maar proportioneel minder zuurstof; een 10 keer zo grote larve verbruikt ongeveer 7.6 keer zoveel zuurstof. De toename in zuurstofverbruik met toenemende temperatuur wordt vaak uitgedrukt in een  $Q_{10}$  waarde, de factor waarmee de zuurstofconsumptie als de temperatuur 10 graden stijgt. Waardes uit de literatuur liggen veelal tussen de 2 en 3 (Clarke en Fraser 2004, Chown et al. 2007, Rubalcaba et al. 2020). Wederom stemmen de data van de libellenlarven goed overeen; het effect van temperatuur dat werd gevonden laat zich vertalen naar een  $Q_{10}$  waarde 2.17 ( $\pm 0.08$ , S.E.), dat wil zeggen dat de zuurstofconsumptie ongeveer verdubbelt (toename met een factor van 2.17) bij een opwarming van 10 graden. Samenvattend, de patronen in zuurstofverbruik die in dit onderzoek zijn gemeten voor de libellenlarven, stemmen goed overeen met algemene patronen uit de literatuur.



Figuur 12. De zuurstofconsumptie ( $\mu\text{mol}$  per uur per larve) van de libellenlarven neemt toe met het gewicht van de larven (x-as) en met toenemende temperatuur (kleurschaal: van blauw, koud naar rood, warm). Merk op dat de assen niet lineair zijn, maar een  $\log_{10}$  schaal volgen.

### 3.3.2 Zuurstofstress: een te hoge behoefte of te lage opnamecapaciteit?

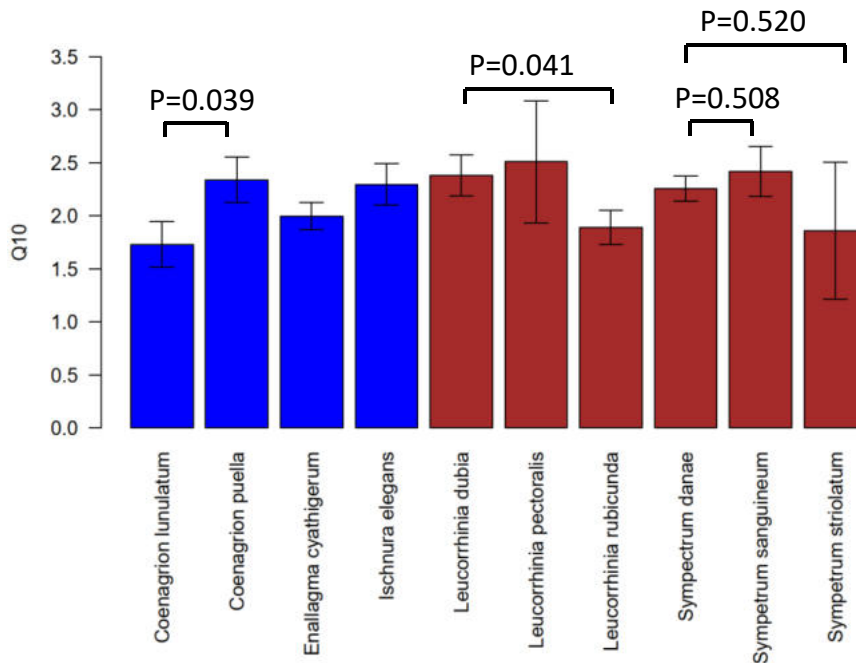
De overkoepelende hypothese is dat soorten achteruitgaan doordat ze in de problemen komen om voldoende zuurstof op te nemen als hun voortplantingswateren opwarmen. De gemeten zuurstofopname is de resultante van de zuurstofbehoefte en de capaciteit om zuurstof op te nemen, en zuurstofstress kan derhalve het gevolg zijn van ofwel een te hoge (of te snel met temperatuur stijgende) behoefte, als een te lage opname capaciteit (Figuur 13).



Figuur 13. De zuurstofconsumptie wordt bepaald door de behoefte (die neemt toe met temperatuur) en de opname capaciteit (die op een keer limiterend zal zijn (gestippelde lijnen)). De opname capaciteit wordt meer en meer limiterend wanneer de zuurstofconsumptie door een hoge behoefte (bij hoge temperaturen) omhoog wordt gestuwd. Hierdoor zal het gemeten zuurstofverbruik initieel vooral de behoefte weerspiegelen en uiteindelijk vooral de opnamecapaciteit. Soorten waarvoor zuurstofopname eerder limiterend is (weergegeven in rood) zullen naar verwachting daarom een lagere temperatuursgevoeligheid laten zien dan soorten waarvoor zuurstofopname minder limiterend is (weergegeven in groen), met name bij hogere temperaturen.

De opnamecapaciteit wordt meer en meer limiterend wanneer de zuurstofconsumptie door een hoge behoefte (bij hoge temperaturen) omhoog wordt gestuwd. Hierdoor zal naar verwachting met name bij hogere temperaturen het zuurstofverbruik minder stijgen. Om dit idee verder uit te werken is de  $Q_{10}$  berekend over drie verschillende temperatuur intervallen (10-15 °C, 15-20 °C, 20-25 °C). Deze  $Q_{10}$  waarde geeft aan hoezeer het zuurstofverbruik stijgt met een temperatuurstoename van 10 graden, maar is ook voor kleinere temperatuursveranderingen uit te rekenen. Vervolgens is geanalyseerd of en zo ja in hoeverre de  $Q_{10}$  waardes lager worden bij de warmere temperatuurintervallen. Het blijkt dat, voor alle soorten gecombineerd, inderdaad de  $Q_{10}$  waardes lager liggen in warmere temperatuurintervallen (Anova,  $F_{2,134} = 8.84$ ;  $P = 0.00025$ ). Bovendien bleek de gestandaardiseerde zuurstofconsumptie (Figuur 14) een significant effect te hebben (Anova,  $F_{1,134} = 6.36$ ;  $P = 0.013$ ); larven met een hoog gestandaardiseerd zuurstofverbruik bij 15 °C hadden lagere

Q<sub>10</sub> waarden. Dus er lijken inderdaad aanwijzingen te zijn dat met name in het hogere temperatuursinterval er capaciteitsproblemen zijn.

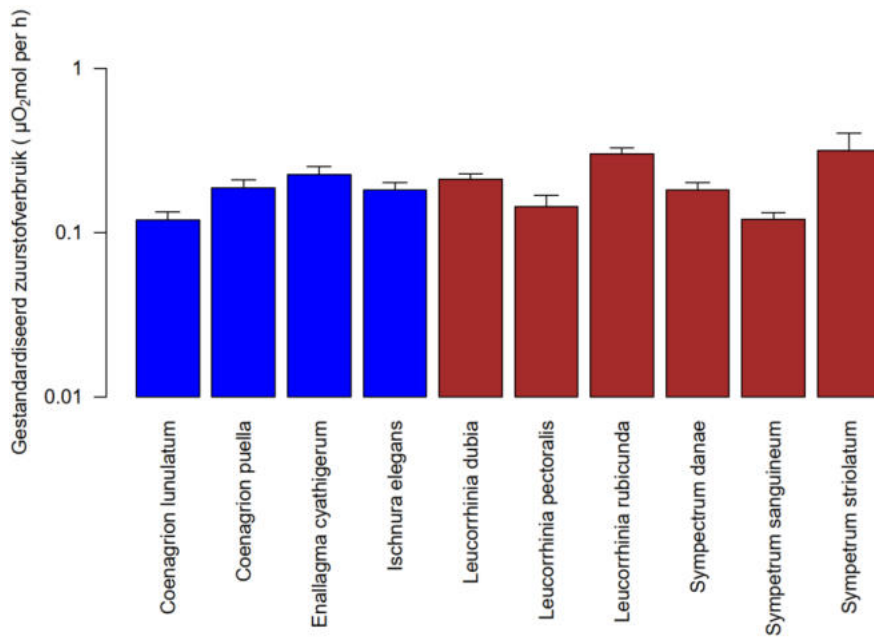


Figuur 14. Verschillen in temperatuurgevoeligheid van soorten, uitgedrukt als een Q<sub>10</sub> waarde. Waterjuffers (Zygoptera) zijn in blauw aangegeven, echte libellen (Anisoptera) in bruin.

### 3.3.3 Verschillen tussen soorten

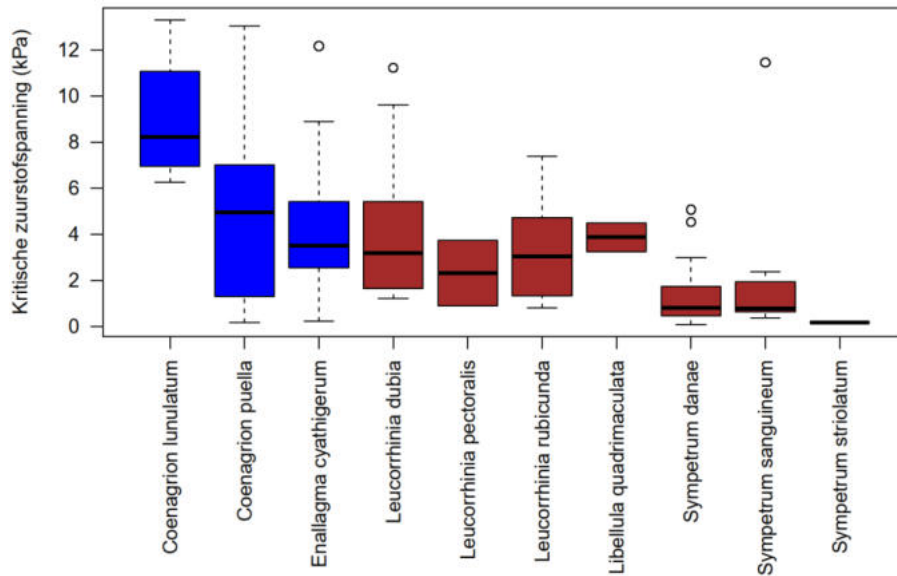
Wanneer het effect van temperatuur per soort wordt gemodelleerd zien we dat soorten significant van elkaar verschillen (interactie temperatuur en soort, Anova:  $F = 4.02$ ;  $P < 0.0001$ ). Daarbij valt op dat de soorten die achteruitgaan in beide soortparen die in het voorjaar vliegen (maanwaterjuffer (*C. lunulatum*) en noordse witsnuitlibel (*L. rubicunda*) een lagere Q<sub>10</sub> waarde hebben dan de vergelijkbare soorten met een stabielere trend (azuurwaterjuffer (*C. puella*) en venwitsnuitlibel (*L. dubia*)) (Figuur 14). Dit is te interpreteren als dat de sterk afnemende soorten een hogere gevoeligheid hebben voor zuurstofstress (rode lijnen in Figuur 13). Binnen het soortpaar dat in de zomer vliegt, de zwarte heidelibel (*S. danae*) en bloedrode heidelibel (*S. sanguineum*), werd geen verschil gevonden.

Wanneer we zuurstofconsumptie corrigeren voor verschillen in massa en standaardiseren naar 15 °C zien we dat sommige soorten een relatief laag metabolisme hebben (maanwaterjuffer (*C. lunulatum*), gevlekte witsnuitlibel (*Leucorrhinia pectoralis*), bloedrode heidelibel (*S. sanguineum*)), terwijl andere soorten een vrij hoog metabolisme hebben (noordse witsnuitlibel (*L. rubicunda*), viervlek (*Libellula quadrimaculata*), bruinrode heidelibel (*Sympetrum striolatum*), watersnuffel (*Enallagma cyathigerum*)) (Figuur 15).



Figuur 15. Zuurstofverbruik gecorrigeerd voor verschillen in massa en gestandaardiseerd naar 15 °C. Waterjuffers (Zygoptera) zijn in blauw aangegeven, echte libellen (Anisoptera) in bruin.

Een andere manier om het vermogen om zuurstof op te nemen te bepalen, is het bepalen van de kritische zuurstofspanning. Bij deze methode wordt gemeten vanaf welk zuurstofgehalte de larven niet meer aan hun zuurstofvraag kunnen voldoen (hetgeen meestal leidt tot een omslagpunt in de grafiek) (Harrison et al. 2018). Voor de 153 larven waarvoor we dit hebben gemeten zien we duidelijke verschillen tussen de soorten (Figuur 16). Maanwaterjuffer (*C. lunulatum*) heeft een hoge kritische zuurstofspanning, gevolgd door de andere waterjuffers en de witsnuitlibellen, terwijl de zwarte heidelibel (*S. danae*) een lage kritische zuurstofspanning heeft. Daarnaast zien we verschillen tussen de larven door lichaamsgrootte ( $F_{1,102} = 11.15$ ;  $P = 0.0011$ ) waarbij grote larven gevoeliger zijn voor zuurstofgebrek (hogere kritische zuurstofspanning).



Figuur 16. Verschillen in kritische zuurstofspanning (kPa) tussen de soorten.

### 3.3.4 Conclusies

- Algemene effecten van temperatuur en massa op het energiemetabolisme van libellenlarven stemmen overeen met de patronen uit de literatuur;
- Het energiemetabolisme en de gevoeligheid daarvan voor temperatuur verschilt tussen de soorten;
- In vergelijking met azuurwaterjuffer (*C. puella*), heeft de maanwaterjuffer (*C. lunulatum*) een lagere Q10 waarde. Bovendien heeft deze soort de hoogste kritische zuurstofspanning. Dat maakt problemen voor *C. lunulatum* met onvoldoende zuurstof in warmer water plausibel.
- In vergelijking met venwitsnuitlibel (*L. dubia*), heeft de noordse witsnuitlibel (*L. rubicunda*) een lagere Q10 waarde. Echter beide soorten verschillen niet in kritische zuurstofspanning. Het is daarom onduidelijk of problemen met onvoldoende zuurstof in warmer water de doorslag geven.
- In vergelijking met de andere *Sympetrum*-soorten, lijkt de zwarte heidelibel (*S. danae*) geen probleem te hebben met zuurstofopname in warmer water. Deze soort heeft eenzelfde temperatuurgevoeligheid en een van de laagste kritische zuurstofspanningen.

## 3.4 Zuurstofverbruik van venbodems

### 3.4.1 Biogeochemische kenmerken van de onderzochte slibbodems

Voorafgaand aan het experiment werden poriewater- en bodemanalysen gedaan aan de verzamelde slibbodems (Tabel 14). Alle slibbodems zijn (redelijk) arm aan fosfor (0,9 – 2,7 mmol P-t/L bodem en 0,8-3,4  $\mu\text{mol P/L}$  in poriewater). De bodems zijn verder behoorlijk rijk tot zeer rijk aan organisch stof. Het slib uit het Besthmenerven heeft het laagste organisch stof percentage (15%) en het Brandven is het meest rijk aan organisch stof (68%). De organische sliblaag uit het ven bij de Kogelvanger (Mastbos M2) bevat meer organisch stof dan de kleiige veenlaag uit hetzelfde ven (Mastbos M3) (51, respectievelijk 21%). Laatstgenoemd is ook wat rijker aan aluminium en ijzer door de aanwezigheid van wat leem.

De slibbodems van het ven bij de Kogelvanger onderscheiden zich duidelijk van de twee andere slibbodems doordat ze meer gebufferd zijn. Dat komt tot uitdrukking in hogere calciumconcentraties in de bodem (12-24 mmol Ca-t/L bodem) en calcium- en bicarbonaatconcentraties in het poriewater (370-410  $\mu\text{mol Ca/L}$  en 680-720  $\mu\text{mol HCO}_3/\text{L}$ ). Het slib uit het Brandven (Kampina K1) en het Besthmenerven (Ommen) zijn duidelijk minder gebufferd. De pH in het poriewater is in alle bodems ongeveer gelijk (pH 5,6-5,8). Dit houdt in dat de verhouding tussen bicarbonaat en kooldioxide in alle venbodems ongeveer gelijk is. In het poriewater van de beide redelijk gebufferde slibbodems uit het Mastbos is veel meer  $\text{CO}_2$  is opgelost (>2300  $\mu\text{mol CO}_2/\text{L}$ ) dan bij de andere bodems (640-870  $\mu\text{mol CO}_2/\text{L}$ ).

Qua nutriënten valt op dat het slib uit het Brandven (Kampina) relatief voedselrijk is ten opzicht van de andere bodems. Met name ammoniumconcentraties zijn behoorlijk hoog (173  $\mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ ). Ook opgelost P is relatief hoog (3,4  $\mu\text{mol P/L}$ ) ten opzicht van het slib uit het Besthmenerven (Ommen) en de Kogelvanger (Mastbos). Waarschijnlijk is het poriewater van het Brandven rijker aan P door de ongunstiger verhouding tussen ijzer en zwavel in het slib (Fe:S = 0,2), waardoor er minder ijzer beschikbaar is om fosfor te binden.

Mede op basis van de metingen aan oppervlaktewaterkwaliteit tijdens de veldstudies (Tabel 5) kunnen we het volgende concluderen ten aanzien van de vennen waaruit de verschillende slibbodems zijn verzameld:

1. Het Brandven (Kampina K1) is een zuur ven en de sliblaag is relatief rijk aan anorganisch stikstof en fosfor;
2. Het Besthmenerven (Ommen) is zeer zwak gebufferd en de sliblaag is matig stikstofarm en arm aan fosfor;
3. Het ven bij de Kogelvanger (Mastbos) is zwak gebufferd en het slib is arm aan stikstof en fosfor.
4. De venige sliblaag uit het ven bij de Kogelvanger (M3) contrasteert met de fijne organische sliblaag (M2) omdat het leemrijker is en daardoor rijker aan mineralen (aluminium, ijzer, calcium) en armer aan organisch stof en nutriënten .

Tabel 14. Analyseresultaten bodemchemie (boven) en poriewaterchemie (onder) van de verzamelde slibbodem direct na de veldbemonstering. V = vochtpercentage (%), MV = massavolume (kg/liter), OS = organisch stof (%), -t = totale elementconcentratie (mmol/liter bodem). De poriewatergegevens zijn allen uitgedrukt in  $\mu\text{mol/liter}$ , EGV = Elektrisch Geleidingsvermogen ( $\mu\text{S/cm}$ ).

Bodemchemie	Gebied	Code	V	MV	OS	Al-t	Ca-t	Fe-t	K-t	Mg-t	Mn-t	P-t	S-t	Zn-t
Brandven	Kampina	K1	92	0,08	68	19	3,6	3,1	0,6	2,3	0,1	0,9	14	0,2
Besthmenerven	Ommen	Ommen	70	0,37	15	59,9	3,6	6,3	2,7	3,4	0,1	1,9	9	0,1
Kogelvanger	Mastbos	M2	92	0,08	51	34,6	11,6	8,5	1,9	2,4	0,1	1,3	18	0,3
Kogelvanger	Mastbos	M3	71	0,34	21	127,5	24,1	22,5	7,6	7,8	0,4	2,7	30	0,4

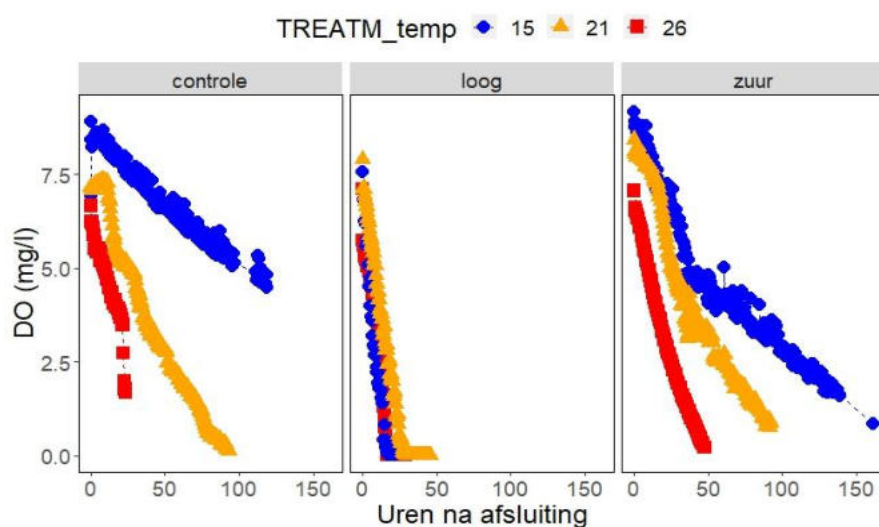
  

Poriewater	Locatie	Code	pH	EGV	CO2	HCO3	TIC	NO3	NH4	PO4	K	Al	Ca	Fe	Mg	Mn	P	S
Brandven	Kampina	K1	5,61	70	869	148	1017	1,3	173	2,2	20	8,5	18	11	25	0,6	3,4	32
Besthmenerven	Ommen	Ommen	5,79	110	642	165	807	24,5	61	0,1	131	6,5	144	15	33	0,8	0,9	76
Kogelvanger	Mastbos	M2	5,85	143	2334	681	3016	1,1	28	0,7	41	4,9	414	71	58	4	1,2	48
Kogelvanger	Mastbos	M3	5,8	143	2722	719	3442	1,1	2,1	0,4	18	16,1	370	175	73	4,9	0,8	51

### 3.4.2 Gegevensverwerking en effectiviteit van de pH en temperatuurbehandelingen

De voorbeeldgrafieken in *Figuur 17* laten zien dat de zuurstofconcentratie in de waterkolom vlak na afsluiten steeds ruim boven de 6 mg/L was. De startconcentratie verschilt enigszins, omdat de hoeveelheid zuurstof die in het water kan oplossen afhankelijk is van de watertemperatuur. Zowel de pH- als de temperatuurbehandelingen laten een duidelijk effect zien op de zuurstofafname. In de uitwerking van de data is gekozen om in eerste instantie te berekenen hoe lang het duurde totdat de zuurstofconcentratie tot minder dan 3,5 mg DO/L was afgenomen. Deze berekening geeft een generieke maat voor het zuurstofverbruik, die gemakkelijk te vergelijken is tussen de behandelingen. Een andere grenswaarde van bijvoorbeeld 3,0 en 2,0 mg DO/L geeft overigens een vergelijkbare resultaten, maar mist enkele datapunten.

Daarnaast is de snelheid van de zuurstofafname berekend met behulp van de richtingscoëfficiënt van een representatief traject in de grafiek. Er bleek niet altijd sprake van een continue afnamesnelheid waardoor soms onderscheid gemaakt moest worden tussen een eerste en een tweede fase afname. Dit is bijvoorbeeld te zien in de aangezuurde kolom bij 15 °C (rechter paneel in *Figuur 17*). Deze uitwerking is opgenomen in de figuren in Bijlage 5.1.



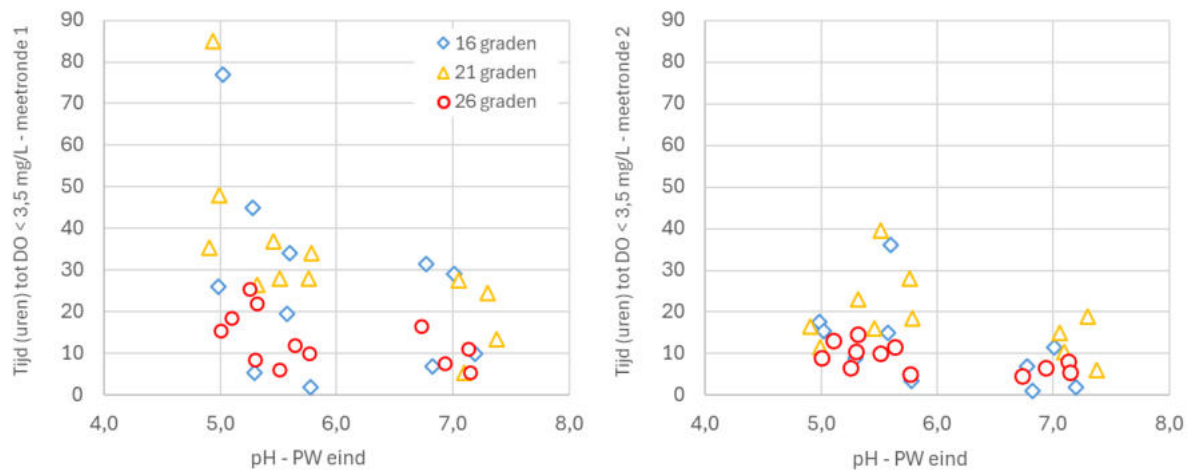
*Figuur 17.* Voorbeeld van het verloop van de zuurstofconcentratie (DO in mg/L) in kolommen gevuld met in dit geval een slibbodem uit het ven nabij de Kogelvanger (M3). De pH-behandelingen zijn in verschillende panelen weergegeven. De kleuren indiceren de verschillende temperaturen waarbij de kolom werd geïncubeerd.

De oppervlaktewatertemperatuur was gemiddeld  $15,6 \pm 0,02$  °C,  $19,1 \pm 0,02$  °C en  $26,4 \pm 0,05$  °C voor de drie verschillende temperatuurbehandelingen. Deze wijkt dus iets af van de ingestelde temperatuur op de klimaatkamers en stoof. De pH in het poriewater is aan het einde van het experiment in alle kolommen gemeten, deze was gemiddeld  $5,58 \pm 0,05$  in de controle series en  $5,12 (\pm 0,05)$  respectievelijk  $7,05 (\pm 0,06)$  in de aangezuurde en aangeloopte series. In de aangeloopte kolommen was het pH-verschil wat groter dan in de aangezuurde kolommen, en afhankelijk van de bodem gemiddeld 1,28 tot 1,64 pH-eenheden hoger dan in de controle-serie. In de aangezuurde behandelingen was de pH gemiddeld 0,27 tot 0,46 eenheden lager dan de controle. De pH in de aangezuurde behandelingen was bij aanvang gesteld op  $\sim 4,8$ . Deze bleek aan het eind van het experiment dus wat gestegen en dichter in de buurt van de controle-series te komen liggen (*Figuur 18*). Overigens was in alle kolommen de pH over de tijd licht gestegen, waarschijnlijk door enige zuurbuffering van de bodem en/of door consumptie van protonen tijdens de anaerobe afbraak.

### 3.4.3 Effect van de pH en temperatuur op het zuurstofverbruik

In *Figuur 18* is de tijdsduur uitgezet totdat de concentratie opgelost zuurstof in een kolom minder dan 3,5 mg/L werd tegen de temperatuur van het poriewater. Hoe langzamer het zuurstofverbruik in een kolom des te langer het duurt voordat de concentratie beneden 3,5 mg/L komt. Als we ons eerst richten op de resultaten uit meetronde 1 (linker paneel) dan zien we dat de kolommen die geïncubeerd werden bij 16 en 21 °C een behoorlijk grote spreiding laten zien in de snelheid van het zuurstofverbruik (2 tot wel 85 uur tot 3,5 mg DO/L). In de serie die bij 26 °C stond verliep de consumptie van zuurstof over het algemeen veel sneller (< 30 uur tot 3,5 mg DO/L). De zuurstofconcentratie nam het minst snel af in de aangezuurde kolommen, wat overeenkomst met de idee dat afbraakprocessen geremd worden bij lagere pH. In de aangeloopte kolommen is de zuurstofafname over het algemeen juist het snelst, maar de resultaten laten een redelijke spreiding zien waardoor de verschillen met de controleserie slechts beperkt en niet significant zijn.

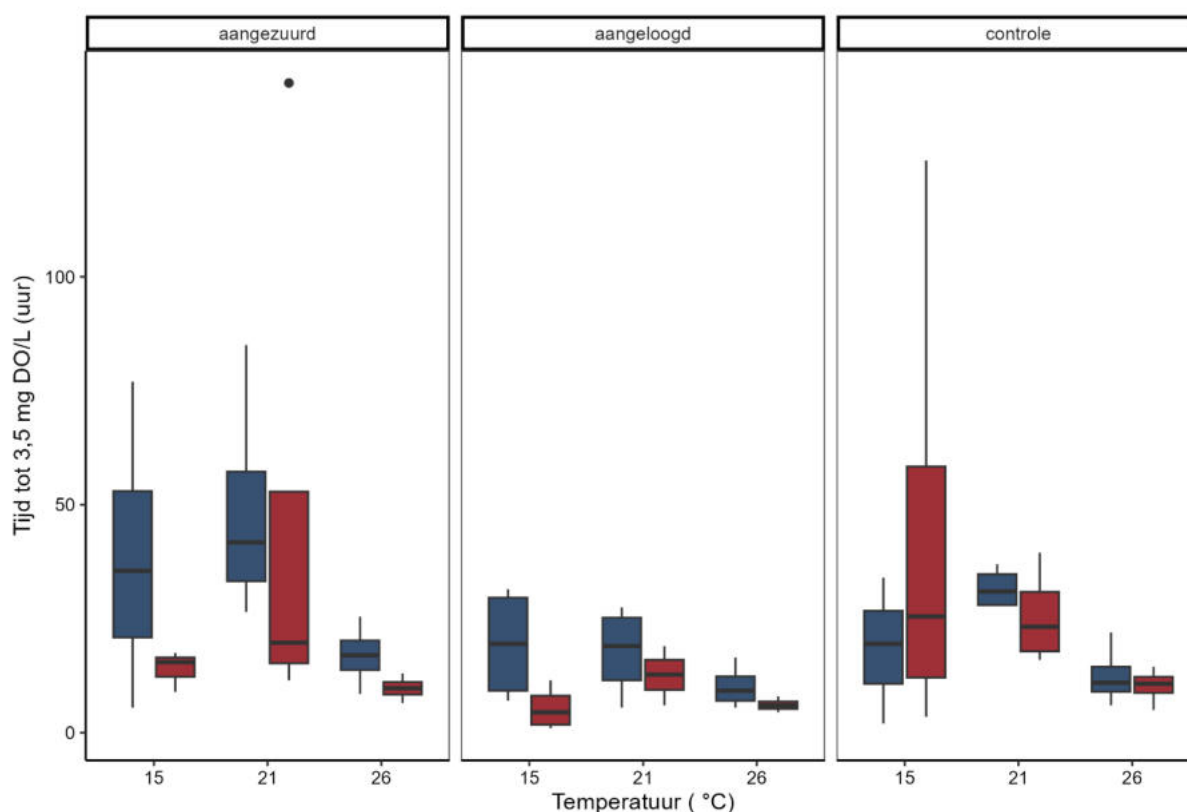
Een onverwacht resultaat is dat herhaling van de metingen aan dezelfde kolom een behoorlijk groot verschil laten zien tussen de meetronden: in meetronde 2, welke één week na de eerste ronde werd uitgevoerd, was het zuurstofverbruik meestal groter dan in meetronde 1 (*Figuur 19*). De kolommen werden gefaseerd ingezet volgens een vast protocol van twee weken acclimatiseren bij 16 °C en vervolgens één week bij de beoogde temperatuurbehandeling. Kortom, in meetronde 1 zijn de kolommen circa één week blootgesteld aan de temperatuurbehandeling en in meetronde 2 was dit circa twee weken. Blijkbaar vinden in het korte tijdsbestek van een week veranderingen plaats in afbraakprocessen, bijvoorbeeld door verschuivingen in en/of actiever worden van de microbiële populaties.



Figuur 18. Het zuurstofverbruik in de kolomproef uitgezet tegen de pH in het poriewater gemeten in de eerste meetronde (linker panelen) en de tweede meetronde circa 1 week later (rechter paneel). Het zuurstofverbruik is uitgedrukt als de tijd die het duurde totdat de concentratie opgelost zuurstof in het oppervlaktewater was afgenomen tot minder dan 3,5 mg/L. De symbolen indiceren de verschillende temperatuur-behandelingen in klimaatkamer en stoof: blauw = 16°C, geel = 21°C, rood = 26°C.

Tussen de onderzochte bodems zijn ook behoorlijk grote verschillen waargenomen in het zuurstofverbruik. In Figuur 20 staat dit per bodem/locatie uitgesplitst, waarbij de resultaten per meetronde zijn weergegeven. Het Besthmenerven (Ommen) wijkt af van de andere bodems (Kampina, Mastbos M2 en M3) in de zin dat de zuurstofconsumptie in bijna alle behandelingen hoger is. In de meeste bodems leidt een hogere temperatuur tot een snellere afname van de zuurstofconcentratie. In de behandeling van 26 °C verloopt de consumptie van zuurstof significant sneller in vergelijking met de 15 en 21°C. Dit was het duidelijkst in meetronde 1 (na 1 week incubatie).

Een lagere pH in de aangezuurde behandelingen leidt over het algemeen tot een lager zuurstofverbruik. Dit geeft een significant verschil tussen de aangezuurde (pH bij start 4,8) en de aangeloogde bodems (pH bij start 6,8) . Ook hier wijkt het Besthmenerven af van de andere locaties; in alle behandelingen is hier een snel zuurstofverbruik waargenomen en de verschillen binnen de pH-behandelingen zijn klein.



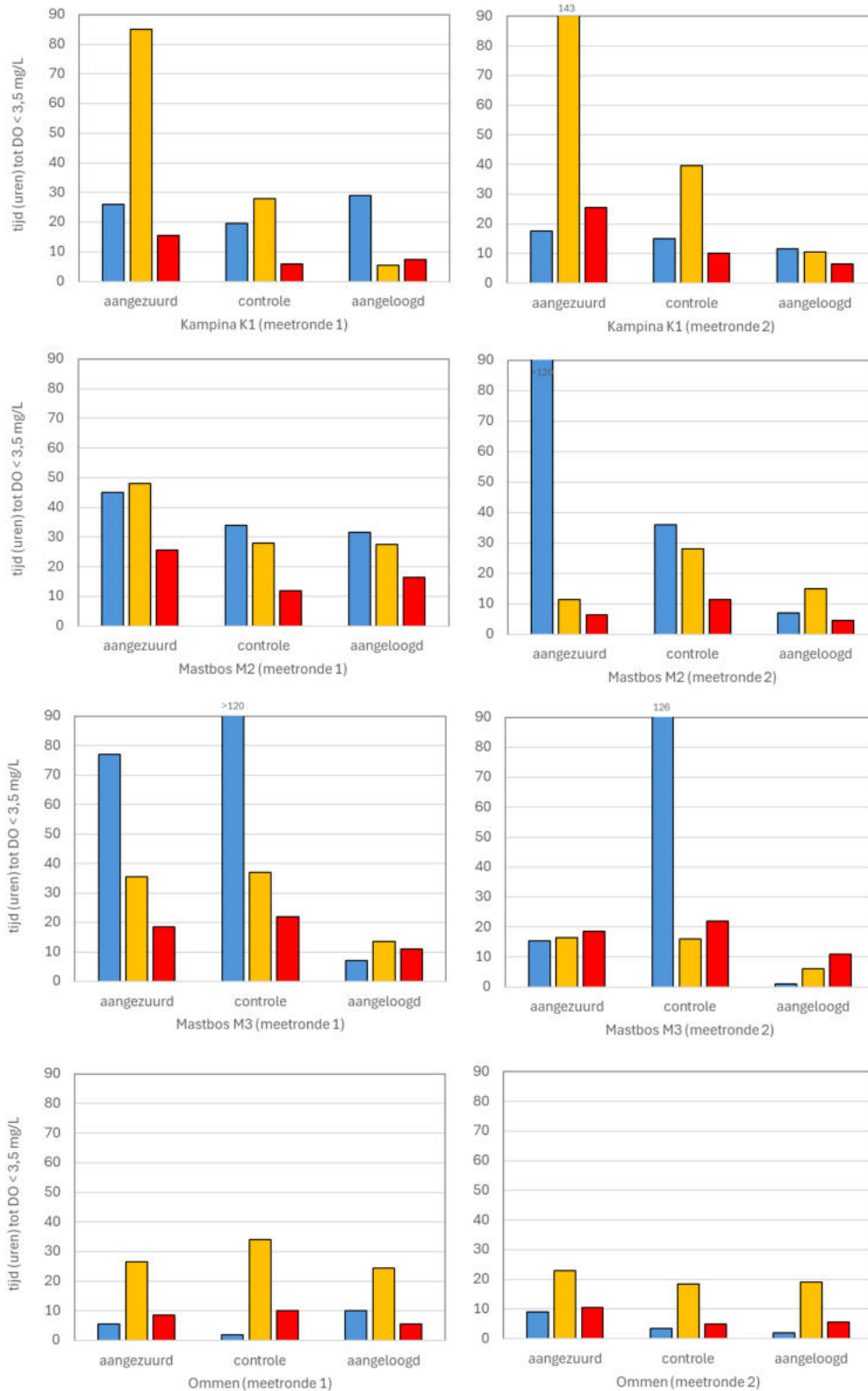
Figuur 19. Boxplots van het zuurstofverbruik bij verschillende temperatuur-behandelingen (Y-as). In de panelen de verschillende pH-behandelingen, te weten aangezuurd (linker paneel), aangelooft (middelste paneel) en de controleserie (rechter paneel). De blauwe balken geven de eerste meetronde en de rode de gegevens van de tweede meetronde. De box geeft de bovenste kwartiel (Q3) en onderste kwartiel (Q1) met de mediaan (dwarse lijn). De foutbalken geven 1,5 x interkwartielafstand aan (n=12).

### 3.4.4 Veranderingen in poriewaterchemie

De pH-behandeling heeft duidelijk effecten op de poriewaterchemie (Tabel 15, Bijlage 5.4). Zo nemen de ammonium- en calciumconcentraties na aanzuren flink toe en bij aanlogen juist af. Dergelijke veranderingen hebben in zo'n korte tijd plaatsgevonden (al binnen 24 uur na toedienen van de behandeling) dat deze niet veroorzaakt kunnen zijn door veranderingen in afbraakprocessen. Het is aannemelijker dat de toegediende hoeveelheid natronloog (NaOH) of zoutzuur (HCl) (beide >2000  $\mu\text{mol/L}$ ) de uitwisseling heeft beïnvloed van nutriënten die gebonden zijn aan het bodemcomplex.

Een ander duidelijk behandelingseffect was een toename van de bruinkleuring van het water na het verhogen van de pH, welke samenhangt met een zeer sterke toename van opgelost organisch stof (DOC) (

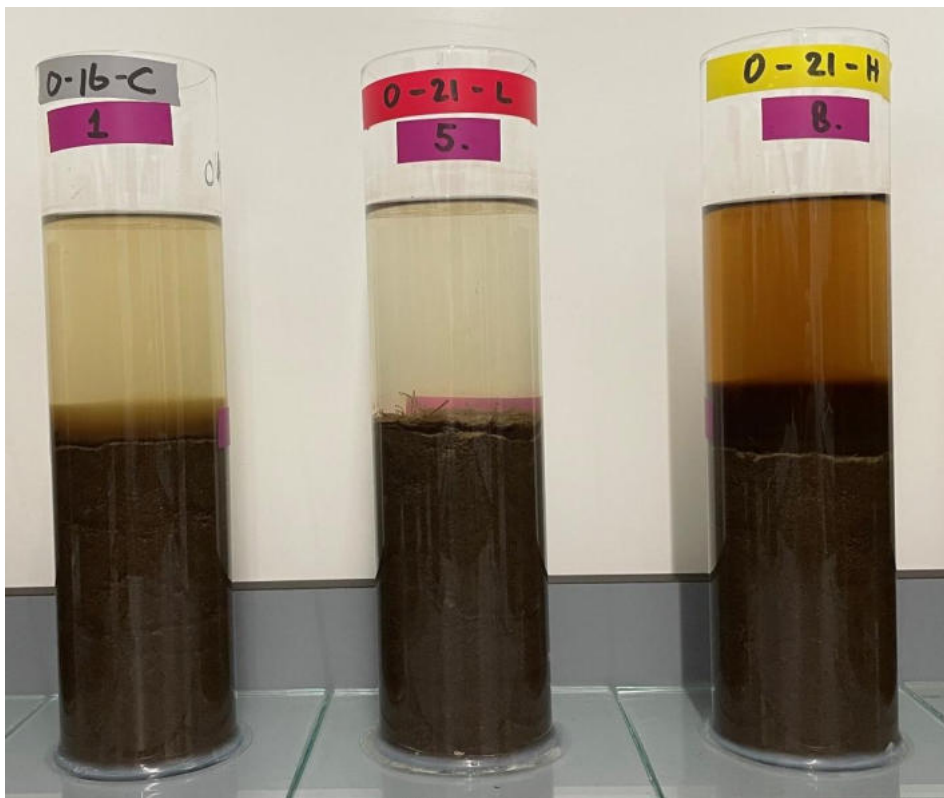
Tabel 15). Aanzuren leidde juist tot helderder water en lagere DOC-concentraties (Figuur 21). Dit wordt veroorzaakt doordat humuszuren bij hogere pH meer hydrofiel worden en in oplossing gaan (Lan et al., 2022). Uit veldonderzoek zijn wel aanwijzingen dat vennen bij verhoging van de pH bruin kunnen kleuren (Brouwer et al., 2009). Het doorzicht in vennen neemt over het algemeen ook toe naarmate de pH daalt (Leuven et al., 1992; Anderson & Fleischer & Graneli, 1978). In die zin kan de toegenomen bruinkleuring door de afgenomen verzuring in vennen impact hebben op de lichtbeschikbaarheid voor ondergedoken waterplanten.



Figuur 20. Zuurstofverbruik uitgesplitst naar de verschillende vennen/bodems en uitgedrukt als de duur (in uren) tot de zuurstofconcentratie (DO) in de kolommen was gedaald tot minder dan 3,5 mg/L. Weergegeven is de gemeten in de eerste (links) en de tweede meetrunde één week later aan dezelfde kolom (rechts). blauw = 16°C, geel = 21°C, rood = 26°C.

Tabel 15. Poriewaterchemie bij aanvang van het experiment en aan het einde. De concentraties (in  $\mu\text{mol/L}$ ) zijn gemiddeld per pH-behandeling. In Bijlage 0 staan alle analysesresultaten uitgesplitst voor alle behandelingen.

Gemiddelde in PW	n	pH	HCO <sub>3</sub>	NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub>	PO <sub>4</sub>	Na	Cl	Ca	Fe	P	S	DOC
start - controle	4	5,36	130	0,4	74	0,6	270	291	131	8	1,9	125	1473
start - aangezuurd	4	4,78	27	0,3	192	0,3	434	3278	916	203	0,9	74	35
start - aangeloozd	4	6,86	1352	16,8	40	0,6	2507	690	80	44	7,5	84	1562
eind - controle	12	5,58	116	2,2	103	0,9	236	851	148	58	2,3	39	2250
eind - aangezuurd	12	5,12	54	0,8	171	0,5	288	2268	547	169	1,5	27	962
eind - aangeloozd	12	7,05	1279	14,6	65	0,8	2561	1004	44	29	4,2	58	12036



Figuur 21. Effect van de pH-behandeling op het doorzicht van de waterlaag. Dit trad op in alle bodems. Links een voorbeeld van een controlebodem, in het midden een aangezuurde kolom en rechts een aangeloozde kolom (de foto is genomen tijdens de periode van acclimatiseren bij 16 °C). Foto: Bas van de Riet.

### 3.4.5 Samenvatting experiment zuurstofverbruik bodem

Op basis van het vooronderzoek is ten behoeve van dit experiment een nieuwe methode ontwikkeld om het zuurstofverbruik van slibbodems te meten. Deze levert bruikbare resultaten op om behandelingseffecten te onderzoeken. De pH-behandeling middels aanzuren of aanloggen van de slibbodem is effectief geweest om tot aan het einde van het experiment duidelijke verschillen in pH te realiseren.

De belangrijkste bevindingen uit het experiment zijn:

- Zowel temperatuur als zuurgraad hebben een significant effect op het zuurstofverbruik, maar er is geen significante interactie tussen beide geconstateerd. Een verschil van circa één week in incubatietijd tussen meetronde 1 en meetronde 2 leidde tot behoorlijk verschillen in de snelheid van de zuurstofconsumptie: over het algemeen nam de snelheid van de zuurstofafname toe en werden de verschillen tussen de behandelingen kleiner.
- In de meeste bodems leidt een hogere temperatuur tot een snellere afname van de zuurstofconcentratie. In de behandeling van 26 °C verloopt de consumptie van zuurstof sneller in vergelijking met 15 en 21°C (trend,  $p=0,098$  bij 15 °C; respectievelijk  $p=0,08$  bij 21 °C). Dit was het duidelijkst in meetronde 1 (na 1 week incubatie).
- Een lagere pH leidt over het algemeen tot een langzamer zuurstofverbruik. Dit geeft een significant verschil tussen de aangezuurde (pH bij start 4,8) en de aangeloopte bodems (pH bij start 6,8) ( $p=0,02$ ).
- Aanlogen leidt tot een lichte toename van de snelheid van het zuurstofverbruik in vergelijking met de aangezuurde bodems, maar de resultaten laten een redelijke spreiding zien waardoor de verschillen met de controleserie slechts beperkt en niet significant zijn.
- Het Bestmenerven (Ommen) lijkt af te wijken van bovenstaande patronen in de zin dat de zuurstofconsumptie sneller is dan in de andere bodems (Kampina, Mastbos M2 en M3). Hoewel niet significant, is het wel een opvallend patroon. Een mogelijke reden voor het afwijkende gedrag van de bodem uit het Bestmenerven ligt in de afwijkende eigenschappen van deze locatie. Dit ven is komvormig, met weinig windwerking. Waarschijnlijk is het water boven de bodem hierdoor kouder en zuurstofarmer, wat de afbraak remt. Contact met zuurstofrijker, warmer water tijdens het labexperiment leidt dan mogelijk in alle gevallen tot een inhaalslag in de afbraak.
- De pH-behandeling heeft een sterk effect op de bruinkleuring van het oppervlakte- en poriewater, doordat de oplosbaarheid van humuszuren pH-afhankelijk is. Bij hogere pH neemt de bruinkleuring (en DOC concentratie) toe en door aanzuren wordt het water juist helderder. Dit is in lijn met bevindingen uit veldonderzoek dat bij toenemende pH (afnemende zuurbelasting) het oppervlaktewater van vennen meer bruin kleurt, waardoor het doorzicht en mogelijk ook de plantengroei kan worden beperkt.
- De mobilisatie van DOC naar de waterlaag en het poriewater, zeer snel na aanlogen, is een mogelijke verklaring voor de grotere zuurstofconsumptie in aangeloopt water doordat opgelost organisch stof een substraat kan zijn voor micro-organismen (Jiao, 2021). De toename van DOC mobilisatie vindt niet louter plaats bij hogere temperaturen en is dus niet de enige factor die de grotere zuurstofconsumptie verklaart.
- Het aanpassen van de pH middels toediening van natronloog of zoutzuur leidt tot hogere concentraties natrium of chloride in het bodemvocht, en via ion-uitwisseling ook tot verhoogde concentraties van andere kationen en anionen.

Het doel van dit experiment was om inzicht te krijgen in zuurstofverbruik van slibbodems uit vennen met het idee dat dit van invloed is op de overleving van kenmerkende watermacrofauna. De hypothese daarbij was dat door 1) stijgende temperaturen als gevolg van klimaatverandering en 2) alkalische (pH-stijging) van vennen door de verminderde zuurbelasting, het zuurstofverbruik toeneemt, en hiermee ook het risico op zuurstofstress voor deze soorten.

De resultaten van het onderzoek bevestigden de hypothese dat zowel een stijging van de watertemperatuur, als het minder zuur worden van vennen door toegenomen alkalische leiding tot een hoger zuurstofverbruik van slibbodems in vennen. Er zijn geen aanwijzingen dat beide processen een versterkend effect op elkaar hebben. De locatie waar de verschillende slibbodems zijn verzameld bleek niet van grote invloed ('locatie' is meegenomen als random factor en had geen significant effect); blijkbaar hebben watertemperatuur en zuurgraad een belangrijkere bijdrage aan het zuurstofverbruik.

Een stijging van de watertemperatuur heeft an sich al een negatief effect op de hoeveelheid opgelost zuurstof in de waterkolom. De soms zeer snelle zuurstofconsumptie in het experiment laat echter zien dat de aanwezigheid van een reactieve, dat wil zeggen voor afbraakgevoelige sliblaag additioneel een grote rol kan spelen bij het ontstaan van zuurstofstress. Alkalische van vennen is in de laatste decennia toegenomen door de afgenomen depositie van zure neerslag. Ook dit proces zorgt voor een toename van het zuurstofverbruik van de sliblagen. Tegelijk zorgde de toegenomen pH voor een sterke bruinkleuring en toename in DOC-concentraties; dit is negatief voor de lichtcondities voor ondergedoken waterplanten of op de waterbodem groeiende algen, waardoor er ook minder zuurstof geproduceerd wordt nabij de waterbodem.

In algemene zin zal bij hogere afbraaksnelheden meer mineralisatie plaatsvinden, waardoor de nutriëntenconcentraties zullen toenemen. In het experiment hebben we wel duidelijke behandelingseffecten gevonden op de nutriëntenconcentraties, maar deze zijn niet alleen toe te schrijven aan toegenomen mineralisatie. Toegediend natronloog-/zoutzuur-oplossing wisselen uit met aan het bodemcomplex gebonden kationen en/of beïnvloeden de oplosbaarheid (bijv. ijzer).

We concluderen dat voor het behoud van kenmerkende, zuurstofbehoevende watermacrofauna het verwijderen van sliblagen en het voorkomen van slibophoping belangrijke beheermaatregelen zijn. Zuurstofstress kan worden verminderd door baggeren of (gedeeltelijke) droogval waardoor condities ontstaan waarbij organisch rijke slib kan afbreken, of door verwijderen van boomgroei op de oever. Ook versterken van windwerking kan een methode zijn om voldoende zuurstofrijke condities te houden. Het is echter wel belangrijk om dergelijke maatregelen doordacht uit te voeren. Daarnaast kan in koolstof-gelimeerde vennen het behoud van een dunne sliblaag juist van belang zijn voor ondergedoken venplanten, omdat dit een bron van CO<sub>2</sub> is. De ontwikkeling en instandhouding van dergelijke vegetaties zijn van ook van belang omdat ze een structuurrijk habitat vormen voor watermacrofaunagemeenschappen. Tenslotte kan er ook een rol zijn weggelegd voor helofyten (riet, zeggen e.d.), die grote hoeveelheden zuurstof de bodem in pompen en daarmee slibophoping en zuurstofstress verminderen.

## 4 Conclusies

### 4.1 Kort samengevat

In deze studie zijn verschillende hypothesen (H-nummers hieronder, schuin gedrukte tekst) getoetst die de afname van kenmerkende libellen in zure vennen kunnen verklaren (**V**: bevestigd; **X**: verworpen; -: meer data nodig):

*H1. In zure vennen hebben afgenomen verzuring en een hogere watertemperatuur geleid tot een verhoogde biologische activiteit in organische onderwaterbodems waardoor de zuurstofbeschikbaarheid voor aquatische ongewervelden afneemt.*

**V** Uit het labexperiment naar zuurstofverbruik van venbodems blijkt dat zowel minder zuur water als een hogere temperatuur over het algemeen leiden tot een grotere consumptie van zuurstof in de waterlaag. Bij het stijgen van de pH komen er ook opgeloste organische verbindingen vrij die mogelijk de zuurstofconsumptie door micro-organismen verder doen toenemen. Ook lost er in warmer water minder zuurstof op.

*H2. Libellensoorten, die kenmerkend zijn voor zure vennen, zijn gevoeliger voor zuurstoftekort en/of temperatuurstijging dan vergelijkbare libellensoorten met een bredere verspreiding.*

**X** Metingen aan zuurstofverbruik van libellenlarven laten zien dat maanwaterjuffer mogelijk eerder in de problemen komt dan andere libellensoorten als de zuurstofbeschikbaarheid in het water afneemt. Voor de andere onderzochte soorten, de noordse witsnuitlibel en zwarte heidelibel, laten de metingen niet duidelijk zien dat zij gevoeliger zijn dan andere libellensoorten.

*H3. Libellenpopulaties zijn vooral verdwenen in vennen waar meer afbraak optreedt van organische bodems.*

**V** In vennen waar noordse witsnuitlibel of zwarte heidelibel zijn verdwenen wijzen verhoogde concentraties fosfor en/of ammonium in oppervlaktewater en bodemvocht op een hogere biologische activiteit. Maanwaterjufferpopulaties, daarentegen, zijn vooral verdwenen in vennen die gevoelig zijn voor droogval. Dit erop wijst dat recente droge jaren een rol kunnen hebben gespeeld in de recente achteruitgang.

*H4. Libellen kunnen zich nog handhaven daar waar larven de mogelijkheid hebben om slechte zuurstofcondities te ontwijken.*

**V** Alle drie de bestudeerde soorten zoeken op één of andere manier plekken op waardoor zij minder last hebben van zuurstofarme omstandigheden die samenhangen met biologische afbraak in slibbodems. Zij zijn in dit onderzoek aangetroffen op plekken met grondwateraanvoer (verkoelend), sterke windwerking (aanvoer van zuurstof) en in diepe vennen met steile oevers (grote afstand tot slib).

*H5. Andere aquatische ongewervelden vertonen in zure vennen hetzelfde patroon van achteruitgang als kenmerkende libellensoorten.*

- Patronen in het voorkomen van kenmerkende watermacrofauna (diverse soorten waterkevers, waterwantsen, kokerjuffers, eendagsvliegen en mosmuggen) kwamen slechts deels overeen met trends van kenmerkende libellensoorten. Recent onderzoek in de Gerritsfles geeft aanwijzingen dat ook andere diergroepen achteruitgaan. Aanvullend onderzoek is nodig om dit vast te stellen.

## **4.2 Aanbevelingen voor beheer**

### *Slib verwijderen*

De verschillende veld- en laboratoriumstudies laten zien dat in zure vennen accumulatie van slib in combinatie met afgenomen verzuring en toename van de temperatuur een knelpunt vormt voor libellenlarven. Het verwijderen van slib ligt daarmee als beheersmaatregel voor de hand.

In het verleden zijn zure vennen zelden gebaggerd. Reden daarvoor is dat slib een bron van koolstof kan zijn voor waterplanten die hun koolstof uit het water halen, zoals veenmossen (Arts et al. 2012). Bovendien zorgt slibafbraak voor buffering tegen verzuring en kan verwijderen van slib leiden tot een daling van de pH. Inmiddels is echter gebleken dat deze verzuring van tijdelijke aard is, mede door de afgenomen zuurdepositie. In de enkele gevallen waarbij verzuurde vennen gebaggerd zijn, zoals het Meeuwven, de Wildernis, Zwartven en Padvindervenen, bleek de verzuring van tijdelijk aard (Van Kleef en Van Riel 2023).

Bij het verwijderen van slib wordt meer dan 95% van alle fauna verwijderd (Van Kleef et al. 2006). Deze maatregel kan dus het beste worden toegepast in zure vennen waar geen bijzondere fauna voorkomt en waar het slib niet de drijvende kracht is achter hoogveenontwikkeling of andere structuurrijke vegetaties.

Verwijdering van alle bagger of in ieder geval van de meest slibrijke en doorgaans vegetatieloze delen is zinvol om de zuurstofhuishouding te verbeteren. Indien een ven een grillige vorm heeft, waardoor sommige delen enigszins geïsoleerd zijn van de rest van het ven, dan kan gekozen worden om lokaal slib te verwijderen.

In veel vennen groeien in de ondiepe delen planten. In het verleden werden deze bij het baggeren ook vaak verwijderd om ruimte te maken voor pioniervegetaties. Dat is in zure vennen niet nodig en eigenlijk ook niet wenselijk aangezien veel diersoorten deze structuurrijke habitats juist nodig hebben. Ook pompen sommige planten (helofyten, isoetiden, nymphaeiden) grote hoeveelheden zuurstof in de bodem. Beperk het baggeren dus zoveel mogelijk tot de onbegroeide delen.

### *Vergroten van windwerking*

Windwerking zorgt voor een hogere zuurstofbeschikbaarheid, maar kan in grote vennen ook zorgen voor schoonhouden van de noord- of oostoever van slib. Dit kan refugia opleveren voor maanwaterjuffer en zelfs venglazenmaker. Let op: Voor zwarte heidelibel kan vergroten van windwerking negatief uitpakken aangezien deze juist afhankelijk is van kleine beschutte vennen. Vergroten van windwerking kan door het verwijderen van bos op zuidoevers. Dit is vooral zinvol in kleine vennen die van zichzelf een geringe strijklengte hebben. Ook leidt dit tot een afname van inwaai van boombladeren, een belangrijke oorzaak van slibophoping in veel vennen.

### *Verbeteren van hydrologie*

Lokale grondwaterstromen beschermen een ven tegen droogval, en kunnen mogelijk ook dempend werken op extreme temperaturen en daarmee kwetsbare soorten behoeden voor zuurstofstress die daarmee gepaard gaat. Daar waar waterverliezen kunnen worden voorkomen en aanvoer van grondwater via lokale grondwaterstromen gestimuleerd, kunnen leefomstandigheden voor libellenlarven verbeterd worden.

### *Omgaan met meer zomerdroogten*

De recente, zeer droge zomers hebben geleid tot droogval van veel vennen die daarvoor (vrijwel) nooit zijn drooggevallen. De droge zomers zijn mede het gevolg van klimaatverandering. Droogval leidt enerzijds tot verlies van macrofauna die hier niet tegen bestand is, en anderzijds tot versnelde slibafbraak en hiermee betere zuurstofcondities in de daarop volgende jaren. Daar waar de hydrologie in enige mate gestuurd kan worden (waterinlaat, wateraflaat, verbeteren hydrologie), zal per geval bekeken moeten worden welke richting beter is: verminderen van droogval of juist handhaven van incidentele/geregelde droogval.

### *Snel aan het werk in kansrijke gebieden*

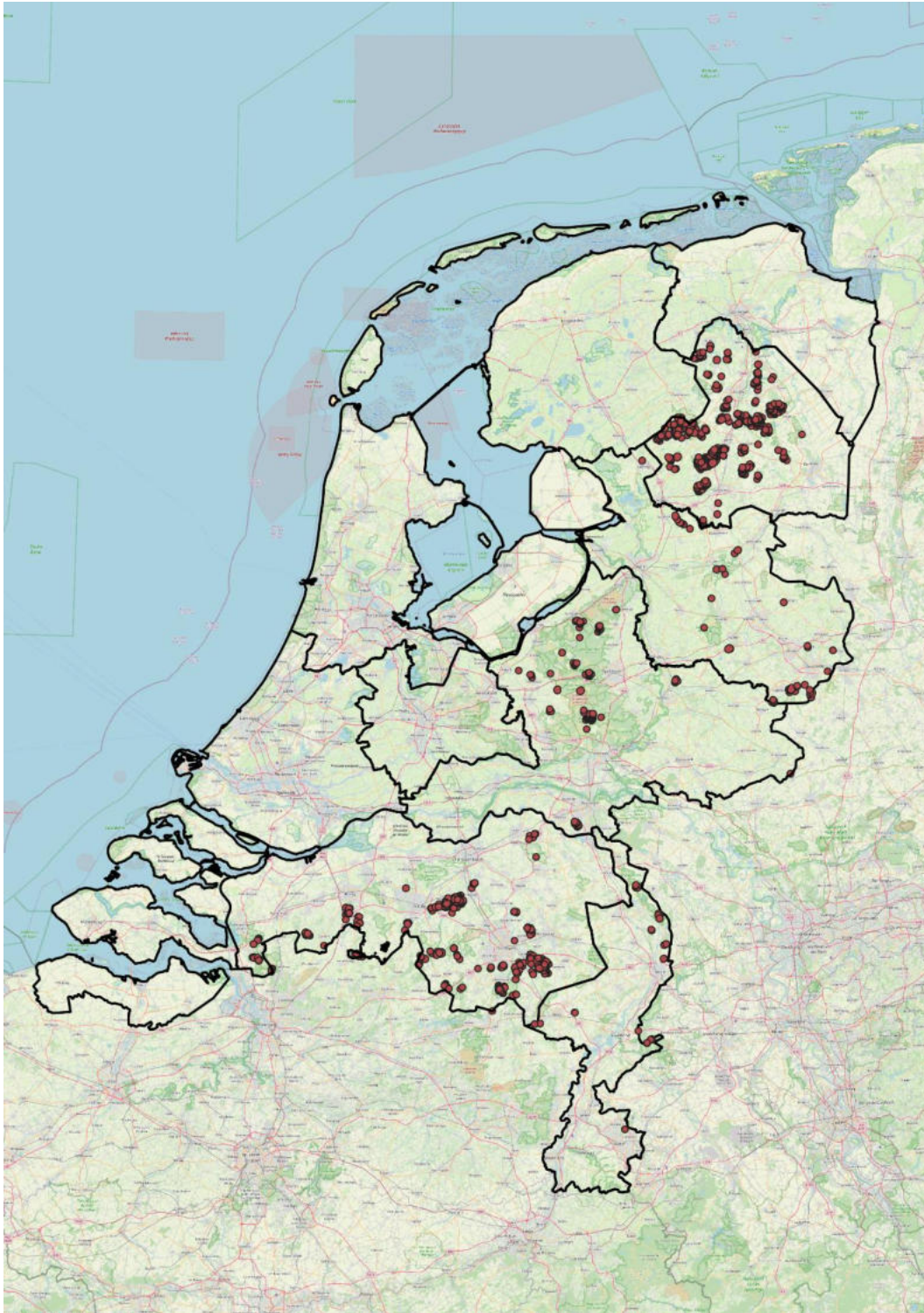
Door de snelle achteruitgang van de populaties van maanwaterjuffer, zwarte heidelibel, noordse witsnuitlibel en venglazenmaker in de Nederlandse zure vennen is de urgentie groot om de leefomstandigheden voor deze soorten te verbeteren. Het is echter niet zinvol om lukraak in zure vennen bovenstaande maatregelen te gaan uitvoeren. Voorrang dient te worden gegeven aan gebieden waar de soorten nog voorkomen. In vennen waar de soorten achteruitgaan, dient verkend te worden of het zinvol is windwerking te vergroten en hydrologie te verbeteren. Slib verwijderen is in deze vennen risicovol omdat de kans aanwezig is dat het ten koste gaat van de aanwezige relictpopulaties. Indien daar toch besloten wordt om bagger te verwijderen, doe dat dan van de kale delen van het ven. Die maatregel daarom kan het beste worden uitgevoerd in zure vennen waar geen bedreigde soorten voorkomen, maar die in andere opzichten wel geschikt zijn voor kenmerkende libellensoorten. Dus bij voorkeur in vennen met een of meer van de volgende eigenschappen: goede windwerking, een intacte hydrologie, relatief diep en/of met steile oevers. Vennen die de afgelopen tijd door extreem droge zomers zijn drooggevallen, kunnen ook beter niet worden opgeschoond. De sliblaag is hier door droogval vaak al flink ingeklonken en verminderd.

Vanwege de rol die slib kan spelen als bron van koolstof en buffering zijn er in het verleden weinig zure vennen gebaggerd. Daarom is er is weinig ervaring met de effecten van slib verwijderen uit zure vennen. Op korte termijn moeten we ervaring op doen met baggeren op een schaal die voldoende groot is om met zekerheid uitspraken te doen over de effectiviteit. Een goede biotische en abiotische monitoring is daarbij belangrijk. Een nulmeting is nodig om voorafgaand risico's goed in te kunnen schatten. Het gaat dan om het voorkomen van planten die afhankelijk zijn van het aanwezige slib voor hun koolstofvoorziening en bedreigde diersoorten die schade kunnen ondervinden van baggerwerkzaamheden. Metingen achteraf zijn nodig om te kunnen beoordelen of de maatregelen effectief waren in herstel van kenmerkende fauna. Indien uit effectmonitoring blijkt dat het verwijderen van slib uit zure vennen gunstig uitpakt voor kenmerkende fauna en geen negatieve effecten heeft op flora, dan kunnen meer vennen worden aangepakt.

#### *Aanwijzen van zoekgebieden*

Voor het selecteren van vennen waar de komende jaren maatregelen gepland kunnen worden, is in GIS een selectie gemaakt van gebieden met veel zure vennen, waar recent nog verschillende soorten kenmerkende soorten zijn waargenomen (*Figuur 22*). De beheerders van een aantal van deze vennengebieden worden benaderd en met hen wordt besproken welke vennen geschikt zijn om maatregelen te nemen ten behoeve van herstel van habitat van libellenpopulaties. Hiervoor worden de volgende gebieden bezocht:

- Strabrechtse heide
- Kampina
- Grootte heide en Leenderbos
- Hoge Veluwe - Deelensche veld
- Dwingelderveld
- Mantingerzand
- De Zwarte dennen (N van Punthorst)
- Brabantse Wal (Bronven)



*Figuur 22. Zure vennen met recent voorkomen van kenmerkende libellensoorten.*

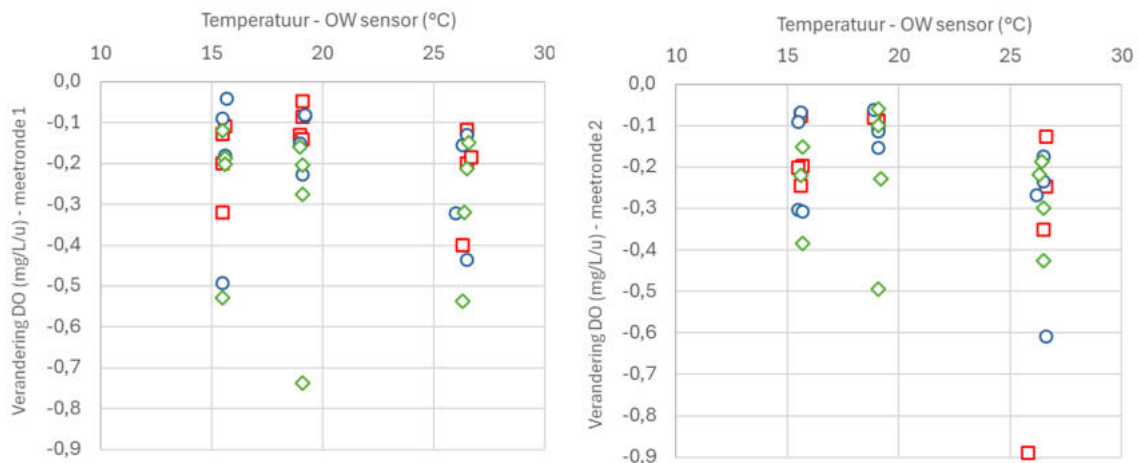
## 5 Literatuur

- Andersson, G., Fleischer, S., & Granéli, W. (1978). Influence of acidification on decomposition processes in lake sediment: With 2 figures and 8 tables in the text. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 20(2), 802-807.
- Arts, G. H. P., E. Brouwer, M. A. P. Horsthuis, en N. A. C. Smits. 2012. Herstelstrategie H3160: Zure vennen.
- Brouwer, E. 2001. Restoration of Atlantic softwater lakes and perspectives for characteristic macrophytes. Radboud univeristy.
- Brouwer, E., H. Van Kleef, H. Van Dam, J. Loermans, G. H. P. Arts, en D. Belgers. 2009. Effectiviteit van herstelbeheer in vennen en duinplassen op de middellange termijn.
- Cals, M., M. De Graaf, en J. Roelofs. 1993. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen. Katholieke universiteit Nijmegen.
- Chown, S., E. Marais, J. Terblanche, C. Klok, J. Lighton, en T. Blackburn. 2007. Scaling of insect metabolic rate is inconsistent with the nutrient supply network model. *Functional Ecology*:282-290.
- Clarke, A., en K. Fraser. 2004. Why does metabolism scale with temperature? *Functional Ecology* **18**:243-251.
- CLO. 2025. Trend van libellen, 1991-2024 (indicator 1387, versie 20, 27 maart 2025).
- De Knijf, G., M. Billqvist, R. van Grunsven, F. Prunier, D. Vinko, A. Trottet, V. Bellotto, J. Clay, en D. Allen. 2024. Measuring the pulse of European biodiversity. *European Red List of Dragonflies & Damselflies (Odonata)*. Brussels, Belgium: European Commission.
- Hallman, C. A., en E. Jongejans. 2021. Long-term trends and drivers of aquatic insects in the Netherlands. STOWA.
- Harrison, J. F., K. J. Greenlee, en W. C. Verberk. 2018. Functional hypoxia in insects: definition, assessment, and consequences for physiology, ecology, and evolution. *Annual Review of Entomology* **63**:303-325.
- Jansen, A. J. M., R. M. Bekker, R. Bobbink, J. H. Bouwman, R. Loeb, H. Van Dobben, G. A. Van Duinen, en M. F. Wallis de Vries. 2010. De effectiviteit van de regeling Effectgerichte Maatregelen (EGM) voor Rode-lijstsoorten. De tweede Rode Lijst met Groene Stip voor vaatplanten en enkele diergroepen in Nederland., Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.
- Jiao, N., J. Liu, B. Edwards, Z. Lv, R. Cai, Y. Liu, X. Xiao, J. Wang, F. Jiao, R. Wang en X. Huang. 2021. Correcting a major error in assessing organic carbon pollution in natural waters. *Science Advances* **7**(2): eabc7318.
- Lan, T., Wu, P., Liu, Z., Stroet, M., Liao, J., Chai, Z. en Wang, D. 2022. Understanding the effect of pH on the solubility and aggregation extent of humic acid in solution by combining simulation and the experiment. *Environmental science & technology*, **56**(2): 917-927.
- Leuven, R. S. E. W., Van Der Velde, G., en H. L. Kersten. 1992. Interrelations between pH and other physico-chemical factors of Dutch soft waters. *Archiv fur Hydrobiologie*. Stuttgart, **126**(1): 27-51.

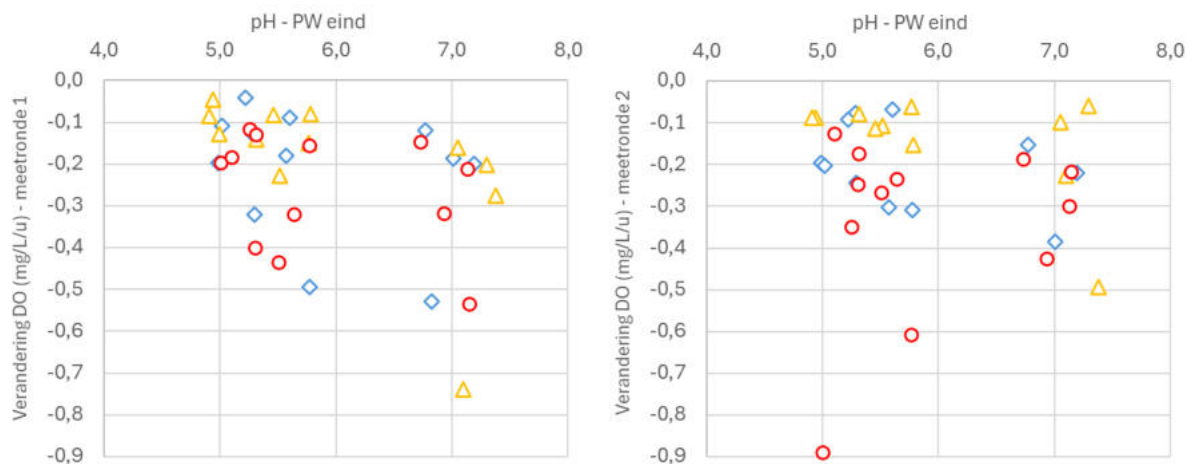
- Nederlandse vereniging voor libellenstudie. 2002. De Nederlandse libellen (Odonata). Nederlandse fauna 4. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey-Nederland, Leiden.
- Maas, J. L., C. Van de Guchte, en F. C. M. Kerkum. 2002. Methodebeschrijvingen voor de beoordeling van verontreinigde waterbodems volgens de TRIADE benadering: 79.
- Rubalcaba, J. G., W. C. Verberk, A. J. Hendriks, B. Saris, en H. A. Woods. 2020. Oxygen limitation may affect the temperature and size dependence of metabolism in aquatic ectotherms. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **117**:31963-31968.
- Semsar-Kazerouni, M., en W. C. Verberk. 2018. It's about time: Linkages between heat tolerance, thermal acclimation and metabolic rate at different temporal scales in the freshwater amphipod *Gammarus fossarum* Koch, 1836. *Journal of Thermal Biology* **75**:31-37.
- Sternberg, K., en R. Buchwald. 2000. Die Libellen Baden-Württembergs: Grosslibellen (Anisoptera): Literatur. Ulmer.
- Thijse, J. P. 1916. Een vennentoer. *De Levende Natuur* **21**.
- Van Dam, H., en A. Mertens. 2013. Partial recovery of shallow acidsensitive lakes from acidification. *Environmental Scientist* **22**:36-40.
- Van Grunsven, R., G. Bos, en M. Poot. 2020. Strong changes in Dutch dragonfly fauna. *Agrion* **24**:134-138.
- Van Kleef, H. 2010. Identifying and crossing thresholds in managing moorland pool macroinvertebrates.
- Van Kleef, H., en M. C. Van Riel. 2023. Monitoring vennenflora 2023. Rapport en projectnummer Monitoring OBN-2023-40-NZ, Kennisnetwerk OBN, Driebergen.
- Van Kleef, H., W. C. E. P. Verberk, F. F. P. Kimenai, G. van der Velde, en R. S. E. W. Leuven. 2015. Natural recovery and restoration of acidified shallow soft-water lakes: Successes and bottlenecks revealed by assessing life-history strategies of chironomid larvae. *Basic and Applied Ecology* **16**:325-334.
- Van Kleef, H. H., E. Brouwer, R. S. E. W. Leuven, H. Van Dam, A. De Vries-Brock, G. Van der Velde, en H. Esselink. 2010. Effects of reduced nitrogen and sulphur deposition on the water chemistry of moorland pools. *Environmental Pollution* **158**:2679-2685.
- Van Kleef, H. H., W. C. E. P. Verberk, R. S. E. W. Leuven, H. Esselink, G. Van der Velde, en G. A. Van Duinen. 2006. Biological traits successfully predict the effects of restoration management on macroinvertebrates in shallow softwater lakes. *Hydrobiologia* **565**:201-216.
- Verberk, W., en J. Boerrigter. 2025. Respiration data in Odonata nymphs (v1.0). Zenodo.

## 6 Bijlagen

### 6.1 Berekende zuurstofverbruik op basis van de richtingscoëfficiënt.



Figuur 23. Het zuurstofverbruik in de kolomproef uitgezet tegen de temperatuur van het oppervlaktewater in de eerste meetronde (linker panelen) en de tweede meetronde circa 1 week later (rechter panelen). Weergegeven is de verandering van de zuurstofconcentratie op basis van de richtingscoëfficiënt. De symbolen indiceren de verschillende pH-behandelingen: rood = aangezuurd, groen = aangelooft, blauw = controle (niet gemanipuleerd).



Figuur 24: Het zuurstofverbruik in de kolomproef uitgezet tegen de pH in het poriewater gemeten in de eerste meetronde (linker panelen) en de tweede meetronde circa 1 week later (rechter panelen). Het zuurstofverbruik is uitgedrukt als de verandering van de zuurstofconcentratie weergegeven op basis van de richtingscoëfficiënt. De symbolen indiceren de verschillende temperatuur-behandelingen: blauw = 16°C, geel = 21°C, rood = 26°C.

## 6.2 Tijd tot bereiken lage zuurstofconcentratie

Berekende tijdsduur (uren) totdat de concentratie opgelost zuurstof (mg DO/L) minder dan 2, 3 respectievelijk 3,5 mg/L werd. Ronde = de meetronde (1 of 2). \* = extra uitgevoerde metingen; door een calamiteit met de klimaatkamer van 15 graden moest een serie kolommen opnieuw worden ingezet, omdat nog niet alle behandelcombinaties waren gemeten. De metingen die al waren afgerond zijn wel bruikbaar voor de berekeningen en zijn een aanvulling op de dataset zonder \*. g.g. = geen gegevens.

Locatie	ronde	Temperatuur	Code behandeling Zuurgraad	Tijd (uren)	Tijd (uren)	Tijd (uren)
				< mg 2 DO/L	< mg 3 DO/L	< mg 3,5 DO/L
K1 Kampina	1	15	aangelooqd	37,5	31,5	29
K1 Kampina	2	15	aangelooqd	14	12,5	11,5
K1 Kampina	1	15	aangezuurd	35	27,5	26
K1 Kampina	2	15	aangezuurd	25,5	21	17,5
K1 Kampina	1	15	controle	22,5	20,5	19,5
K1 Kampina	2	15	controle	20,5	17	15
K1 Kampina	1	21	aangelooqd	8	6	5,5
K1 Kampina	2	21	aangelooqd	13,5	11,5	10,5
K1 Kampina	1	21	aangezuurd	120,5	118,5	85
K1 Kampina	2	21	aangezuurd	142,5	142,5	142,5
K1 Kampina	1	21	controle	34	32,5	28
K1 Kampina	2	21	controle	g.g.	44	39,5
K1 Kampina	1	26	aangelooqd	11	9	7,5
K1 Kampina	2	26	aangelooqd	9	7	6,5
K1 Kampina	1	26	aangezuurd	23	17,5	15,5
K1 Kampina	2	26	aangezuurd	11	9,5	9
K1 Kampina	1	26	controle	9,5	7	6
K1 Kampina	2	26	controle	13	11,5	10
K1 Kampina*	2	15	aangelooqd	25	19,5	18,5
K1 Kampina*	2	15	aangezuurd	g.g.	g.g.	g.g.

K1 Kampina*	2	15	controle	39,5	29,5	28
K1 Kampina*	2	21	aangehouden	16	13	12
K1 Kampina*	2	21	aangehouden	g.g.	g.g.	g.g.
K1 Kampina*	2	21	controle	24	19	15,5
K1 Kampina*	2	26	aangehouden	17	13	10,5
K1 Kampina*	2	26	aangehouden	g.g.	g.g.	25,5
K1 Kampina*	2	26	controle	25,5	20	19,5
M2 mastbos	1	15	aangehouden	51	38	31,5
M2 mastbos	2	15	aangehouden	17	10	7
M2 mastbos	1	15	aangehouden	64,5	45	45
M2 mastbos	2	15	aangehouden	g.g.	g.g.	g.g.
M2 mastbos	1	15	controle	g.g.	37	34
M2 mastbos	2	15	controle	66,5	50	36
M2 mastbos	1	21	aangehouden	42,5	27,5	27,5
M2 mastbos	2	21	aangehouden	19	16	15
M2 mastbos	1	21	aangehouden	91,5	60,5	48
M2 mastbos	2	21	aangehouden	44	11,5	11,5
M2 mastbos	1	21	controle	43,5	30,5	28
M2 mastbos	2	21	controle	36,5	31	28
M2 mastbos	1	26	aangehouden	18,5	17	16,5
M2 mastbos	2	26	aangehouden	6	5,5	4,5
M2 mastbos	1	26	aangehouden	40,5	30	25,5
M2 mastbos	2	26	aangehouden	11	8	6,5
M2 mastbos	1	26	controle	16,5	13,5	12
M2 mastbos	2	26	controle	14	11,5	11,5
M3 mastbos	1	15	aangehouden	10,5	7,5	7
M3 mastbos	2	15	aangehouden	3,5	1,5	1
M3 mastbos	1	15	aangehouden	126,5	98	77

M3 mastbos	2	15	aangezuurd	22,5	18,5	15,5
M3 mastbos	1	15	controle	g.g.	g.g.	g.g.
M3 mastbos	2	15	controle	g.g.	165	125,5
M3 mastbos	1	21	aangezuurd	20	15,5	13,5
M3 mastbos	2	21	aangezuurd	9	7	6
M3 mastbos	1	21	aangezuurd	67,5	53,5	35,5
M3 mastbos	2	21	aangezuurd	41	40	16,5
M3 mastbos	1	21	controle	61	45,5	37
M3 mastbos	2	21	controle	54	24	16
M3 mastbos	3	21	controle	20	16,5	15,5
M3 mastbos	1	26	aangezuurd	13,5	12	11
M3 mastbos	2	26	aangezuurd	13	10,5	8
M3 mastbos	1	26	aangezuurd	29,5	21,5	18,5
M3 mastbos	2	26	aangezuurd	16	13,5	13
M3 mastbos	1	26	controle	23	22	22
M3 mastbos	2	26	controle	26	17,5	14,5
Ommen	1	15	aangezuurd	17	12,5	10
Ommen	2	15	aangezuurd	9	5	2
Ommen	1	15	aangezuurd	10,5	5,5	5,5
Ommen	2	15	aangezuurd	16,5	13	9
Ommen	1	15	controle	5,5	3	2
Ommen	2	15	controle	7,5	4,5	3,5
Ommen	1	21	aangezuurd	27,5	26	24,5
Ommen	2	21	aangezuurd	27	19	19
Ommen	1	21	aangezuurd	33,5	28	26,5
Ommen	2	21	aangezuurd	31,5	25,5	23
Ommen	1	21	controle	40,5	35,5	34
Ommen	2	21	controle	26	20,5	18,5

Ommen	1	26	aangelood	8	7	5,5
Ommen	2	26	aangelood	7,5	6,5	5,5
Ommen	1	26	aangezuurd	12	9,5	8,5
Ommen	2	26	aangezuurd	16	12	10,5
Ommen	1	26	controle	12,5	11	10
Ommen	2	26	controle	6,5	5,5	5
<hr/>						
Ommen *	1	21	aangelood	18	17,5	16,5
Ommen *	1	21	aangezuurd	35,5	28,5	19
Ommen *	1	21	controle	22,5	14,5	14,5
Ommen *	1	26	aangelood	11,5	9	7,5
Ommen *	3	26	aangezuurd	18,5	14	13
Ommen *	3	26	controle	12	11,5	11,5
<hr/> <hr/>						

### 6.3 Richtingscoëfficiënten zuurstofverbruik

Berekende richtingscoëfficiënten van het verloop van de concentratie opgelost zuurstof (mg DO/L/u) in de verschillende kolommen. Ronde = de meetronde (1 of 2), fase = fase welke onderscheiden kon worden (1<sup>e</sup> fase, 2<sup>e</sup> fase of geen onderscheid in fasen = 12), de gemiddelde pH en de pH start en eind en de temperatuur gemeten op het traject waarover de richtingscoëfficiënt werd berekend.

Meetgegevens gebaseerd op grafieken met een onduidelijk of afwijkend verloop in zuurstofafname zijn grijs gemaakt en worden beschouwd als onbetrouwbaar.

Code slibbodem	Code behandeling			Richtingscoëfficiënt		pH op gebruikte traject			
	Ronde	Temperatuur	Zuurgraad	fase	verloop DO mg/L/u	pH gem	pH start	pH eind	Temperatuur
K1 Kampina	1	15	controle	2	-0,36	4,60	4,66	4,56	15,7
K1 Kampina	1	15	controle	1	-0,18	4,64	4,62	4,68	15,6
K1 Kampina	2	15	controle	12	-0,30	4,61	4,69	4,56	15,5
K1 Kampina	1	21	controle	12	-0,23	4,02	4,07	3,98	19,1
K1 Kampina	2	21	controle	12	-0,11	4,26	4,21	4,33	19,1
K1 Kampina	1	26	controle	12	-0,44	4,44	4,43	4,52	26,5
K1 Kampina	2	26	controle	2	-0,49	4,16	4,19	4,13	26,4
K1 Kampina	2	26	controle	1	-0,27	4,27	4,33	4,19	26,2
K1 Kampina	1	15	loog	12	-0,19	6,59	6,94	6,38	15,6
K1 Kampina	2	15	loog	12	-0,39	6,65	6,72	6,59	15,7
K1 Kampina	1	21	loog	2	-0,40	6,27	6,29	6,23	19,2
K1 Kampina	1	21	loog	1	-0,74	6,37	6,54	6,30	19,1
K1 Kampina	2	21	loog	2	-0,27	6,60	6,71	6,53	19,2
K1 Kampina	2	21	loog	1	-0,23	6,84	6,91	6,79	19,2
K1 Kampina	1	26	loog	X	-1,35	6,20	6,23	6,18	26,4
K1 Kampina	1	26	loog	1	-0,32	6,32	6,41	6,24	26,4
K1 Kampina	2	26	loog	12	-0,43	6,26	6,36	6,19	26,5
K1 Kampina	1	15	zuur	12	-0,20	4,52	4,43	4,61	15,5
K1 Kampina	2	15	zuur	12	-0,20	4,42	4,35	4,53	15,7
K1 Kampina	1	21	zuur	12	-0,05	3,94	3,94	3,95	19,1
K1 Kampina	2	21	zuur	12	-0,09	4,06	4,05	4,08	19,1
K1 Kampina	1	26	zuur	12	-0,20	4,22	4,18	4,27	26,5
K1 Kampina	2	26	zuur	2	-0,62	4,11	4,08	4,15	26,4
K1 Kampina	2	26	zuur	1	-0,89	4,09	4,07	4,1	25,8
M2 mastbos	1	15	controle	2	-0,14	5,67	5,83	5,56	15,6

M2 mastbos	1	15	controle	1	-0,09	5,95	5,98	5,91	15,5
M2 mastbos	2	15	controle	12	-0,07	5,42	5,53	5,36	15,6
M2 mastbos	1	21	controle	12	-0,15	5,52	5,62	5,49	19
M2 mastbos	2	21	controle	2	-0,16	4,84	4,9	4,78	19,1
M2 mastbos	2	21	controle	1	-0,06	4,93	5,03	4,89	18,9
M2 mastbos	1	26	controle	12	-0,32	5,47	5,6	5,3	26
M2 mastbos	2	26	controle	2	-0,53	5,00	5,05	4,96	26,5
M2 mastbos	2	26	controle	1	-0,24	5,14	5,36	5,06	26,5
M2 mastbos	1	15	loog	12	-0,12	7,11	7,32	6,91	15,5
M2 mastbos	2	15	loog	12	-0,15	6,78	6,86	6,69	15,7
M2 mastbos	1	21	loog	2	-0,06	6,88	6,96	6,81	19,2
M2 mastbos	1	21	loog	1	-0,16	7,07	7,14	7	19
M2 mastbos	2	21	loog	2	-0,12	6,72	6,77	6,69	19,1
M2 mastbos	2	21	loog	1	-0,10	6,93	7,01	6,86	19,1
M2 mastbos	1	26	loog	2	-0,11	6,77	6,85	6,73	26,5
M2 mastbos	1	26	loog	1	-0,15	7,03	7,07	6,95	26,6
M2 mastbos	2	26	loog	2	-0,89	6,85	6,88	6,84	26,5
M2 mastbos	2	26	loog	1	-0,19	6,95	7,03	6,91	26,4
M2 mastbos	1	15	zuur	2	-0,06	4,61	4,61	4,6	15,5
M2 mastbos	1	15	zuur	1	-0,13	4,62	4,64	4,61	15,5
M2 mastbos	2	15	zuur	12	-0,09	4,52	4,46	4,56	15,8
M2 mastbos	3	15	zuur	2	-0,01	4,59	4,51	4,66	15,6
M2 mastbos	3	15	zuur	1	-0,08	4,47	4,46	4,51	15,6
M2 mastbos	1	21	zuur	2	-0,04	4,45	4,45	4,46	19,1
M2 mastbos	1	21	zuur	1	-0,13	4,45	4,45	4,46	19
M2 mastbos	1	26	zuur	12	-0,12	4,38	4,4	4,36	26,5
M2 mastbos	2	26	zuur	12	-0,35	4,19	4,18	4,21	26,5
M3 mastbos	1	15	controle	2	-0,02	5,20	5,24	5,2	15,5
M3 mastbos	1	15	controle	1	-0,04	5,33	5,51	5,24	15,7
M3 mastbos	2	15	controle	2	-0,02	5,26	5,14	5,14	15,6
M3 mastbos	2	15	controle	1	-0,09	5,13	5,13	5,14	15,5
M3 mastbos	1	21	controle	2	-0,06	5,34	5,36	5,34	19,2
M3 mastbos	1	21	controle	1	-0,08	5,44	5,59	5,36	19,2

M3 mastbos	2	21	controle	2	-0,04	5,62	5,66	5,6	19,1
M3 mastbos	2	21	controle	1	-0,21	5,72	5,75	5,7	19,2
M3 mastbos	3	21	controle	2	-0,37	5,56	5,59	5,52	19,2
M3 mastbos	3	21	controle	1	-0,11	5,62	5,64	5,59	19,1
M3 mastbos	1	26	controle	12	-0,13	5,11	5,18	5,06	26,5
M3 mastbos	2	26	controle	12	-0,17	5,24	5,35	5,16	26,5
M3 mastbos	1	15	loog	2	-0,30	6,82	6,85	6,78	15,5
M3 mastbos	1	15	loog	1	-0,53	6,91	6,94	6,87	15,5
M3 mastbos	2	15	loog	2	-0,54	6,36	6,36	6,35	15,4
M3 mastbos	2	15	loog	X	-8,52	6,39	6,43	6,35	15,6
M3 mastbos	1	21	loog	12	-0,28	6,85	7,00	6,73	19,1
M3 mastbos	2	21	loog	2	-0,30	6,78	6,8	6,75	19,1
M3 mastbos	2	21	loog	1	-0,49	6,83	6,84	6,8	19,1
M3 mastbos	1	26	loog	2	-0,60	6,62	6,66	6,58	26,5
M3 mastbos	1	26	loog	1	-0,21	6,75	6,79	6,67	26,5
M3 mastbos	2	26	loog	2	-0,69	6,84	6,84	6,83	26,5
M3 mastbos	2	26	loog	1	-0,30	6,88	6,92	6,84	26,5
M3 mastbos	1	15	zuur	2	-0,03	4,73	4,67	4,77	15,7
M3 mastbos	1	15	zuur	1	-0,11	4,68	4,74	4,64	15,6
M3 mastbos	2	15	zuur	2	-0,12	4,61	4,6	4,61	15,6
M3 mastbos	2	15	zuur	1	-0,20	4,55	4,43	4,59	15,5
M3 mastbos	1	21	zuur	2	-0,06	4,61	4,54	4,65	19,2
M3 mastbos	1	21	zuur	1	-0,09	4,49	4,44	4,55	19,1
M3 mastbos	2	21	zuur	2	-0,06	4,17	4,15	4,21	19,2
M3 mastbos	2	21	zuur	1	-0,09	4,15	4,19	4,15	19,1
M3 mastbos	1	26	zuur	2	-0,10	4,14	4,14	4,18	26,6
M3 mastbos	1	26	zuur	1	-0,19	4,17	4,15	4,17	26,7
M3 mastbos	2	26	zuur	1	-0,13	4,38	4,34	4,4	26,6
M3 mastbos	2	26	zuur	X	-0,02	4,48	4,42	4,43	26,2
Ommen	1	15	controle	12	-0,49	4,47	4,42	4,51	15,5
Ommen	2	15	controle	12	-0,31	5,16	5,05	5,24	15,7
Ommen	1	21	controle	2	-0,21	4,75	4,87	4,68	19,2
Ommen	1	21	controle	1	-0,08	5,10	5,39	4,9	19,2

Ommen	2	21	controle	2	-0,19	4,73	4,72	4,76	19,1
Ommen	2	21	controle	1	-0,15	4,80	5,12	4,72	19,1
Ommen	1	26	controle	2	-0,60	4,91	5,04	4,84	26,4
Ommen	1	26	controle	1	-0,16	5,07	5,08	5,08	26,3
Ommen	2	26	controle	12	-0,61	4,62	4,8	4,42	26,6
Ommen	1	15	loog	2	-0,14	6,67	6,7	6,64	15,6
Ommen	1	15	loog	1	-0,20	6,80	6,93	6,7	15,6
Ommen	2	15	loog	2	-0,09	6,70	6,77	6,65	15,7
Ommen	2	15	loog	1	-0,22	6,85	6,93	6,77	15,6
Ommen	1	21	loog	2	-0,39	6,39	6,49	6,33	19,2
Ommen	1	21	loog	1	-0,20	6,60	6,68	6,49	19,1
Ommen	2	21	loog	2	-0,20	6,56	6,7	6,48	19,1
Ommen	2	21	loog	1	-0,06	6,72	6,73	6,68	19,1
Ommen	1	26	loog	12	-0,54	6,69	6,88	6,56	26,3
Ommen	2	26	loog	2	-0,68	6,71	6,72	6,72	26,5
Ommen	2	26	loog	1	-0,22	6,76	6,85	6,71	26,3
Ommen	1	15	zuur	2	-0,19	4,23	4,17	4,3	15,6
Ommen	1	15	zuur	1	-0,32	4,15	4,09	4,19	15,5
Ommen	2	15	zuur	12	-0,24	4,53	4,45	4,61	15,6
Ommen	1	21	zuur	12	-0,14	4,35	4,28	4,38	19,1
Ommen	2	21	zuur	2	-0,19	4,28	4,27	4,29	19,1
Ommen	2	21	zuur	1	-0,08	4,25	4,23	4,29	18,9
Ommen	1	26	zuur	12	-0,40	4,37	4,32	4,41	26,3
Ommen	2	26	zuur	12	-0,25	4,20	4,24	4,22	26,6

## 6.4 Poriewaterchemie experiment 2

*Analyseresultaten poriewaterchemie bij aanvang van de kolomproef (na toedienen pH-behandeling) en na afloop van de metingen. Temp = temperatuurbehandeling in graden Celsius, EGV =  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , concentraties in  $\mu\text{mol}/\text{L}$ .*

Tijdstip	Bodem	pH behandeling	Temp	pH	EGV	CO2	HCO3	TIC	NO3	NH4	PO4	Na	K	Cl	Al	Ca	Fe	Mg	Mn	P	S	Zn	DOC
start	K1 Kampina	controle	-	5,58	72	1232	194	1426	0	198	1,1	205	26	218	11	23	3	24	0,1	3,4	50	4	1206
start	K1 Kampina	aangezuurd	-	5,03	291	778	34	812	0	508	0,4	414	93	2053	7	180	102	328	3,9	1,5	31	2	37
start	K1 Kampina	aangelooqd	-	6,83	202	510	1422	1932	24	76	1,1	1931	3	493	135	29	38	16	0,5	8,0	51	2	36
eind	K1 Kampina	controle	16	5,57	91	156	24	181	2	172	2,0	319	122	513	9	19	15	36	0,4	5,1	30	1	2240
eind	K1 Kampina	controle	21	5,51	79	173	23	196	3	176	2,6	255	123	449	10	19	14	34	0,4	5,1	46	1	2398
eind	K1 Kampina	controle	26	5,51	88	79	11	90	2	169	2,0	208	157	443	10	24	10	37	0,4	3,1	63	2	2331
eind	K1 Kampina	aangezuurd	16	4,99	238	195	8	203	1	332	2,2	281	273	1878	4	120	76	197	2,6	4,4	15	1	873
eind	K1 Kampina	aangezuurd	21	4,94	277	253	9	263	0	376	1,2	300	377	1968	4	134	83	214	2,7	3,2	21	1	876
eind	K1 Kampina	aangezuurd	26	5,01	241	169	7	176	0	400	0,8	290	253	1648	4	116	57	186	2,2	2,7	31	3	927
eind	K1 Kampina	aangelooqd	16	7,01	216	38	161	198	25	94	1,1	1841	66	942	95	28	25	13	0,6	5,5	51	1	20967
eind	K1 Kampina	aangelooqd	21	7,10	208	43	225	268	21	97	2,2	1905	27	613	86	21	22	11	0,5	5,3	41	1	19917
eind	K1 Kampina	aangelooqd	26	6,94	194	46	166	212	22	75	4,1	1810	28	608	78	24	21	11	0,4	4,7	76	2	20493
start	Ommen	controle	-	5,58	70	666	106	772	0	90	0,0	253	57	306	6	20	1	18	0,2	1,1	17	2	1740
start	Ommen	aangezuurd	-	4,97	221	808	31	839	0	216	0,5	358	150	1606	13	207	80	161	4,5	0,7	12	1	34
start	Ommen	aangelooqd	-	7,12	174	245	1325	1570	3	11	0,3	1572	4	468	67	24	9	9	0,2	7,5	32	1	3088
eind	Ommen	controle	16	5,78	156	173	43	216	4	130	0,1	165	518	927	3	48	19	40	1,1	1,3	14	1	1014
eind	Ommen	controle	21	5,78	89	501	127	628	4	146	0,2	164	177	374	5	30	15	23	0,7	2,1	21	1	1467
eind	Ommen	controle	26	5,77	90	184	45	229	11	153	0,3	164	188	418	7	28	9	22	0,6	1,7	27	1	1518
eind	Ommen	aangezuurd	16	5,30	192	247	20	268	2	134	0,2	217	465	1621	5	153	82	106	3,4	0,6	8	2	1148
eind	Ommen	aangezuurd	21	5,32	181	199	17	216	1	176	0,1	305	368	1413	4	122	43	84	2,5	1,5	18	1	936
eind	Ommen	aangezuurd	26	5,30	161	200	17	217	1	225	0,0	201	244	1032	4	106	35	75	2,2	0,5	18	1	958

eind	Ommen	aangelood	16	7,19	286	212	1378	1590	4	64	0,1	2069	232	1364	89	11	9	3	0,2	4,8	36	1	7645
eind	Ommen	aangelood	21	7,30	222	155	1278	1433	17	57	0,1	1850	97	782	119	13	11	3	0,2	6,4	48	1	9321
eind	Ommen	aangelood	26	7,15	235	216	1269	1485	20	70	0,2	1960	100	903	112	15	11	3	0,4	6,6	61	2	9512

Tijdstip	Bodem	pH behandeling	Temp	pH	EGV	CO2	HCO3	TIC	NO3	NH4	PO4	Na	K	Cl	Al	Ca	Fe	Mg	Mn	P	S	Zn	DOC
start	M2 mastbos	controle	-	5,41	71	1951	206	2158	0	9	0,5	253	40	252	9	99	19	36	0,9	1,6	12	1	g.g.
start	M2 mastbos	aangezuurd	-	4,71	574	1679	35	1715	0	41	0,1	374	97	4214	12	1446	289	354	13,7	0,7	7	1	g.g.
start	M2 mastbos	aangelood	-	7,05	269	507	2340	2847	3	9	0,1	2659	16	492	50	51	24	9	0,3	6,4	24	1	g.g.
eind	M2 mastbos	controle	16	5,60	163	1123	186	1309	0	51	0,4	202	356	910	11	251	59	63	2,4	1,1	33	0	1920
eind	M2 mastbos	controle	21	5,76	194	1008	243	1251	0	48	0,9	226	530	1100	10	246	48	60	2,3	4,4	49	0	2051
eind	M2 mastbos	controle	26	5,64	101	1271	231	1502	0	124	0,8	201	108	410	22	203	50	49	1,8	1,9	53	1	3264
eind	M2 mastbos	aangezuurd	16	5,28	521	1562	124	1686	1	91	0,6	261	393	3168	11	1295	304	308	14,2	0,9	43	1	1213
eind	M2 mastbos	aangezuurd	21	4,99	478	855	35	890	1	49	0,4	221	714	2899	8	1054	160	237	8,8	0,5	52	1	732
eind	M2 mastbos	aangezuurd	26	5,26	479	1796	134	1931	1	197	0,2	277	255	2984	12	1213	270	280	10,1	1,2	48	1	1349
eind	M2 mastbos	aangelood	16	6,77	250	508	1249	1757	2	26	0,3	1844	223	1172	63	58	26	8	1,2	1,9	50	1	7772
eind	M2 mastbos	aangelood	21	7,05	279	410	1929	2340	4	64	0,4	2317	74	1035	84	77	33	11	0,9	3,8	59	1	9768
eind	M2 mastbos	aangelood	26	6,73	305	851	1910	2761	5	92	0,6	2583	58	1195	94	84	37	12	1,0	3,7	69	1	11666

Tijdstip	Bodem	pH behandeling	Temp	pH	EGV	CO2	HCO3	TIC	NO3	NH4	PO4	Na	K	Cl	Al	Ca	Fe	Mg	Mn	P	S	Zn	DOC
start	M3 mastbos	controle	-	4,86	175	431	13	444	0	1	0,7	370	50	389	3	381	11	113	4,4	1,5	420	2	g.g.
start	M3 mastbos	aangezuurd	-	4,42	769	495	5	500	1	4	0,1	589	134	5241	9	1831	342	634	22,0	0,8	244	5	g.g.
start	M3 mastbos	aangelood	-	6,44	640	283	322	604	38	63	0,6	3866	230	1305	190	216	104	42	1,6	8,2	228	2	g.g.
eind	M3 mastbos	controle	16	5,22	374	1228	85	1312	0	11	0,1	262	1319	2258	16	331	151	91	3,9	0,6	41	3	5786
eind	M3 mastbos	controle	21	5,46	266	1714	204	1918	0	14	0,2	355	729	1507	20	284	139	82	3,4	0,7	35	5	2456

eind	M3 mastbos	controle	26	5,32	182	2018	173	2192	0	36	0,4	319	323	905	29	293	161	83	3,6	1,0	53	2	554
eind	M3 mastbos	aangezuurd	16	5,02	500	1965	86	2051	0	15	0,1	379	576	3282	18	840	385	290	9,8	0,6	22	2	41
eind	M3 mastbos	aangezuurd	21	4,91	437	1426	48	1474	1	12	0,2	344	481	2857	13	762	252	273	8,6	1,2	20	4	1113
eind	M3 mastbos	aangezuurd	26	5,10	379	2816	148	2964	1	51	0,2	380	346	2467	17	654	286	214	7,2	0,5	22	3	1380
eind	M3 mastbos	aangelood	16	6,82	408	813	2251	3064	13	30	0,1	3838	78	1226	83	40	34	9	0,5	1,6	33	1	11367
eind	M3 mastbos	aangelood	21	7,38	468	248	2461	2709	18	54	0,5	4933	37	1054	224	106	73	22	1,3	4,4	97	3	121
eind	M3 mastbos	aangelood	26	7,14	375	190	1076	1266	24	53	0,0	3788	64	1149	115	46	41	10	0,6	1,7	69	2	15886

## 6.5 Watermacrofauna

Watermacrofaunasoorten die zijn aangetroffen in vennen met contrasterende trends van kenmerkende libellensoorten

	Maanwaterjuffer	Noordse witsnuitlibel	Zwarte heide libel	Agrypnia obsoleta	Agrypnia varia	Berosus luridus	Corixa dentipes	Cymatia bonnsdorffii	Dytiscus lapponicus	Enochrus affinis	Glaenocoris propinqua	Graphoderus cinereus	Graphoderus zonatus	Hesperocoris castanea	Holocentropus stagnalis	Laccophilus poecilus	Leptophlebia vespertina	Liopterus haemorrhoidalis	Notonecta obliqua	Oligotricha striata	Phalacrocerca replicata	Rhantus suturellus
Braakhuizense heide	Verdwenen		Verdwenen	0	2	0	0	5	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	2	0	0	2
Zwartven (Noordelijk deel zonder zwarte heidelibel)			Aanwezig	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	1
Ven natuurbegraafplaats de Utrecht			Aanwezig	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Brandven (Kampina)	Aanwezig		Verdwenen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	0	0	0	2	0
Zandbergven (Kampina)	Verdwenen		Verdwenen	0	0	0	0	0	3	0	0	1	1	0	0	1	2	0	0	0	0	0
Vischven, Mastbos, Breda		Verdwenen	Verdwenen	0	0	0	1	40	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Ven nabij Kogelvanger, Mastbos, Breda		Verdwenen	Verdwenen	0	2	0	0	1	0	0	0	0	4	0	1	0	0	1	0	0	1	0
Ven Kasteel Arcen, Gelderns Vlies		Verdwenen	Verdwenen	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zandfles, De Hoge Veluwe		Verdwenen	Aanwezig	0	1	0	0	9	0	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1
Ven Elspeetse heide (nabij kruising Schapendrift / Bergweg)		Verdwenen	Verdwenen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Mosterdveen, Nunspeet		Aanwezig	Aanwezig	0	3	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Renderklippen		Verdwenen	Aanwezig	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	3	0
Aekingerzand		Aanwezig	Verdwenen	0	0	0	0	0	17	0	0	0	26	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Ven op de Malpie	Verdwenen			0	0	0	0	0	5	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Brilven (Valkenhorst Leende)	Verdwenen	Aanwezig	Verdwenen	0	0	0	0	0	3	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
'Lelieven' (Valkenhorst Leende)	Verdwenen			0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0
Ven nabij Museonder	Aanwezig			0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Deelense Was, De Hoge Veluwe		Aanwezig	Aanwezig	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Gietense Flessen, De Hoge Veluwe	Verdwenen			0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Berg en Dal, De Hoge Veluwe	Aanwezig			0	0	0	1	10	0	0	0	5	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Beerzerveld	Verdwenen			0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oudemolen	Verdwenen			0	0	0	0	0	5	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Balloërveld	Verdwenen			0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Olde Veen		Aanwezig		0	1	0	0	8	0	4	0	0	5	0	0	8	0	0	0	1	0	0
Wapserveld		Verdwenen		1	1	0	0	0	4	0	3	0	11	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Besthmenerven		Verdwenen		0	0	0	0	1	17	0	1	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Munven			Aanwezig	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Diepe Meerven	Aanwezig			0	0	0	1	8	0	0	0	0	3	0	0	6	1	1	0	0	1	0
Drouwenveld			Aanwezig	0	0	0	0	0	13	0	0	1	20	0	0	1	1	0	0	0	1	0
Zwartven (Zuidelijk deel met zwarte heidelibel)			Aanwezig	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0





Ministerie van Landbouw,  
Voedselzekerheid en Natuur



OBN Natuurkennis wordt gecoördineerd door de VBNE en gefinancierd door het ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur en BIJ12.



Alle publicaties en producten van OBN Natuurkennis zijn te vinden op  
[www.natuurkennis.nl](http://www.natuurkennis.nl)

