

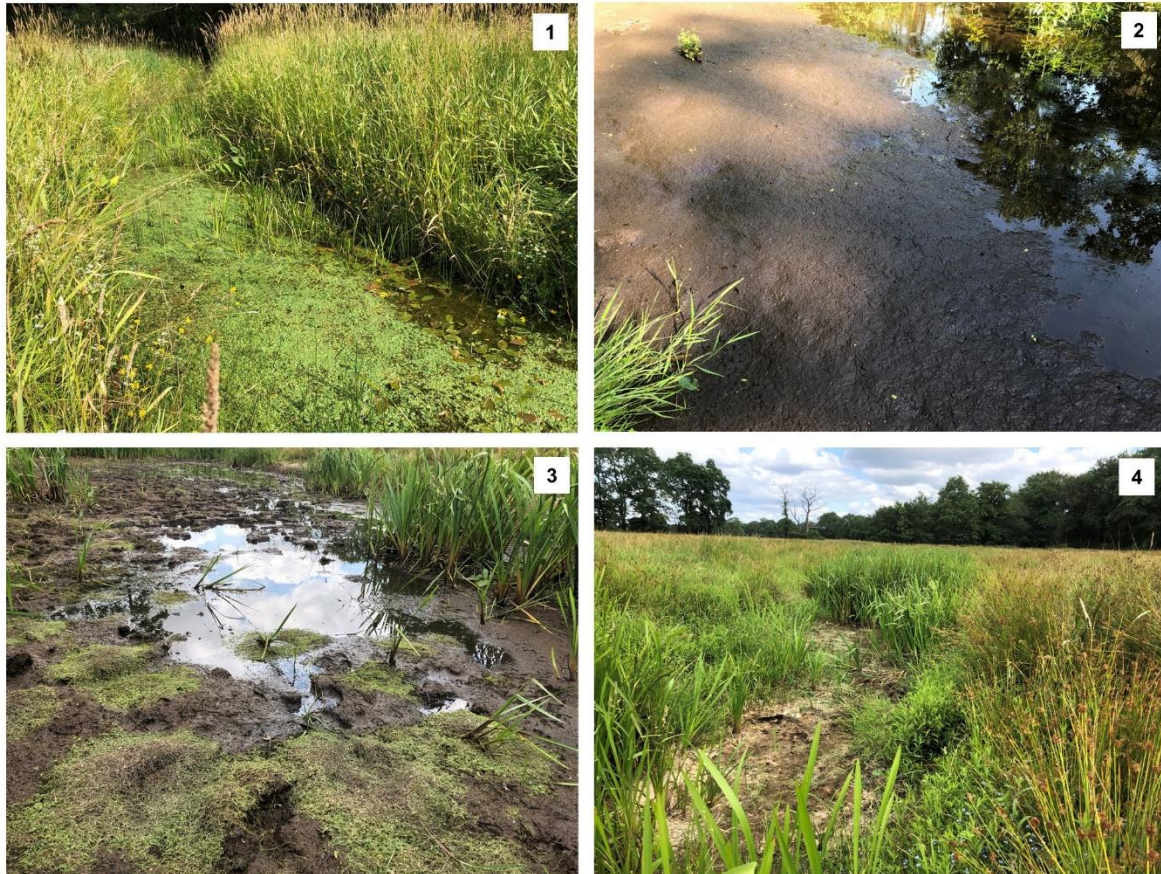
## Effecten van de droge zomer van 2018 op de macrofauna in laaglandbeken

*Ralf Verdonschot (Wageningen Environmental Research), Piet Verdonschot (Wageningen Environmental Research, Universiteit van Amsterdam), Bert Knol, Gertie Schmidt (Waterschap Vechtstromen), Mark Scheepens (Waterschap de Dommel), Bart Brugmans (Waterschap Aa en Maas), Peter van Beers (Waterschap Vallei en Veluwe), John Lenssen (Waterschap Rijn en IJssel)*

**In 2018 werd Nederland geconfronteerd met een droogte van een omvang die zich al decennia niet meer had voorgedaan. Hierdoor vielen in de loop van de zomer steeds meer beken droog. Een dramatisch gezicht, maar ook een kans om te leren wat de impact is van zo'n catastrofe. Daarom hebben waterschappen en provincies samen extra metingen uitgevoerd. Dit leverde belangrijke inzichten in de kwetsbaarheid van beken en aanknopingspunten om deze minder gevoelig te maken voor toekomstige droogteperiodes. De opnieuw problematische situatie in 2019 onderstreepte nog eens dat deze kennis hard nodig is.**

De ecologische impact van droogte verloopt in beken stapsgewijs, waarbij de omvang toeneemt naarmate de droogte langer duurt [1]. Het begint met een afname van de stroomsnelheid, gevolgd door verminderd contact tussen water en oever bij een dalend waterpeil, het wegvallen van de stroming, het fragmenteren van de loop en tenslotte volledige droogval (zie afbeelding 1). In Nederland is weinig informatie voorhanden over de effecten van droogval van permanent watervoerende laaglandbeken op macrofauna. Wel weten we dat stagnatie en droogval vooral negatieve gevolgen hebben voor stromingsminnende soorten [2]. Dit zijn vaak de kenmerkende soorten die in de KRW-maatlatten worden gebruikt om de ecologische kwaliteit te bepalen.

Waarnemingen na de extreme droogte van 1976 suggereren dat herstel niet vanzelfsprekend is; veel voorkomende beeksoorten keerden snel terug, maar voor zeldzame soorten en soorten met specifieke habitateisen was dit niet altijd het geval [3]. Dit roept de vraag op wat voor impact de droge zomer van 2018 heeft gehad op de levensgemeenschappen in beken. Zijn er, wanneer er na de droogte bemonsterd wordt, soorten verdwenen en zijn dit juist de kenmerkende of doelsoorten? Dit is belangrijk om vast te stellen, want wanneer dit het geval is, dan werkt het direct door in de waardering van de ecologische kwaliteit, in het kader van de Kaderrichtlijn Water (KRW) of andere natuurdoelen. Om hier meer inzicht in te krijgen is het effect van het wegvallen van stroming en van volledige droogval op de macrofaunarijksdom en -abundantie en de ecologische kwaliteitsratio (EKR) onderzocht. Hiervoor zijn beektrajecten van het routinematige biologische meetnet van de waterbeheerders op de hogere zandgronden gebruikt, die in de loop van 2018 zijn drooggevallen of tijdelijk niet meer stroomden. Deze zijn in het voorjaar (dus vóór de droogte) bemonsterd op macrofauna en zouden volgens het protocol van de routinematige monitoring pas in het voorjaar van 2021 opnieuw bemonsterd worden. Om eventuele effecten in beeld te krijgen is echter door veel waterschappen in het voorjaar van 2019 een extra meetronde ingelast. Daarnaast is een relatie gelegd tussen de gevonden effecten op de macrofaunalevensgemeenschap en de milieuomstandigheden in de onderzochte beken.



*Afbeelding 1. Toenemende stress voor de beekfauna tijdens droogte: verlaagde afvoer en stroomsnelheid (1), verlies verbinding met de oeverzone door laag waterpeil (2), fragmentatie van de loop, alleen nog water in stilstaande restpoelen (3) en ten slotte volledige droogval (4). Foto's Ralf Verdonschot*

### **Aanpak**

De meetpuntselectie beperkte zich tot stromende wateren op zandgrond die normaal gesproken permanent watervoerend zijn en waarvan meerdere voorjaarsmonsters uit de periode 2008-2018, voorafgaand aan de droogte, beschikbaar waren. Dit leverde een dataset op met 28 droogvallocaties en 10 locaties waar de stroming verdwenen was (afbeelding 2). Om de effecten in perspectief te kunnen plaatsen werden 16 locaties in dezelfde gebieden die gedurende de zomer permanent stromend bleven als controle gebruikt.

De monsters zijn genomen met een standaard-macrofaunanet in de aanwezige substraattypen over een lengte van 5 meter. Niet alle dieren zijn tot op soortniveau gedetermineerd; om de vergelijkbaarheid tussen de monsters te vergroten is in de analyses een hoger taxonomisch niveau gebruikt, meestal genus.



Afbeelding 2. Waterschapskaart met de ligging van de onderzoekslocaties

### Z-score

In de analyses is de zogenoemde z-score gebruikt:  $x - \mu / \sigma$ , waarbij  $x$  de waarde in 2019 is,  $\mu$  het langjarig gemiddelde en  $\sigma$  de standaarddeviatie van het langjarig gemiddelde. Hieruit volgt dat 2019 niet afwijkt van het langjarig gemiddelde bij een waarde 0, er bij een negatieve waarde van de z-score een afname heeft plaatsgevonden en een toename bij een positieve waarde. Abundanties zijn log-getransformeerd t.b.v. normaliteit. Met One-Sample t-tests is getoetst of de gevonden waarden significant afwijken van een score van 0 (geen verschil).

Voor alle taxa die op drie of meer locaties zijn aangetroffen is de respons bepaald door de gemiddelde z-score te berekenen. De preferentie-informatie op soortniveau is omgezet naar genus-scores op basis van de gemiddelde score van de aangetroffen taxa. Vervolgens is een vergelijking gemaakt tussen de preferenties van de groep taxa die een afname laat zien (negatieve z-score) en die toeneemt (positieve z-score) en getoetst met behulp van Mann-Whitney-U-tests met gecorrigeerde significantiedrempel voor meerdere tests via de Benjamini-Hochbergprocedure.

Met behulp van een redundantieanalyse met voorwaartse selectie van variabelen is op basis van een Monte Carlo-permutatietest bepaald welke milieuvariabelen de variatie in de respons van de taxa verklaarden.

Vervolgens zijn de totale taxonrijkdom en abundantie bepaald. Daarnaast is de ecologische kwaliteit en het aantal kenmerkende taxa bepaald op basis van de KRW-maatlatten. Voor elke locatie is de bemonsteringstijdreeks voor deze parameters en voor individuele taxa omgezet naar één gestandaardiseerd getal dat de afwijking van het monster uit 2019 (na de droogte) ten opzichte van de variatie in het langjarig gemiddelde uitdrukt (zie kader). Om de verschillen tussen de taxa die een afname of toename lieten zien na droogte te verklaren zijn milieu- en habitatpreferenties gebruikt [4]. Ten slotte is iedere locatie gekarakteriseerd aan de hand van een aantal milieuvariabelen om te bepalen of er omstandigheden waren die zorgden voor een verschil in respons (tabel 1).

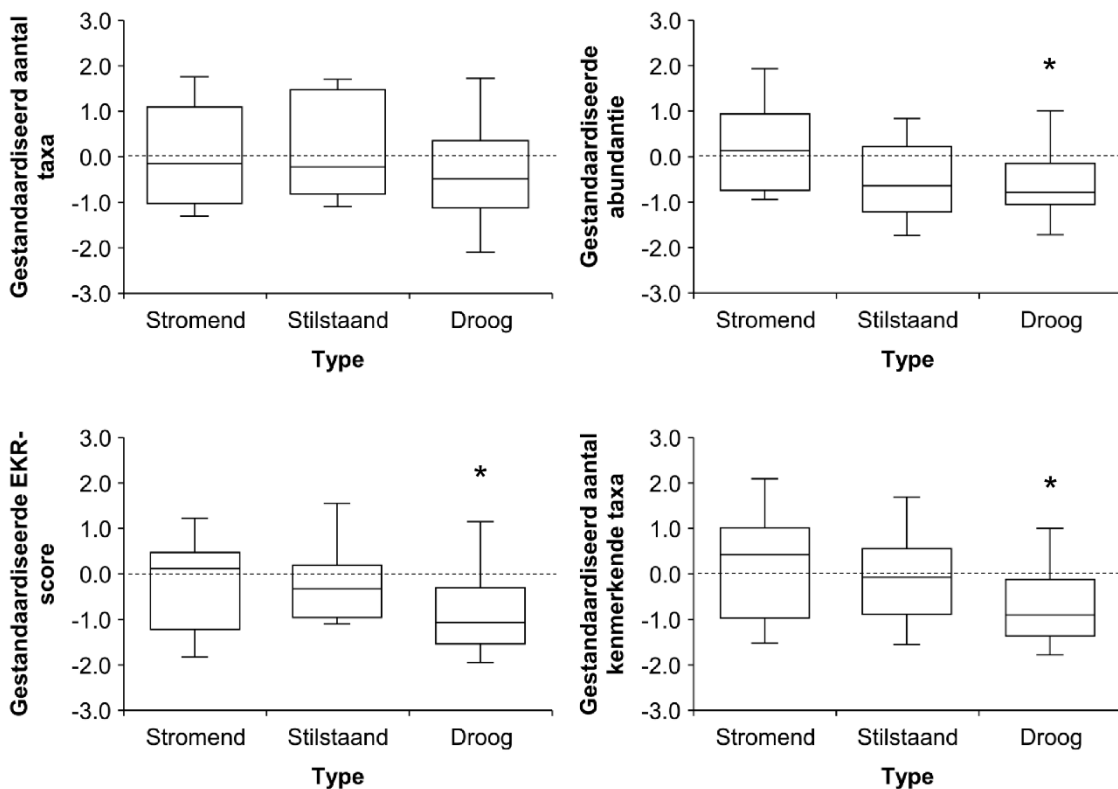
*Tabel 1. In de multivariate analyse gebruikte milieuvariabelen*

Groep	Parameter	Waarden
Droogtekenmerken	Type	Stromend, stilstaand, droog
	Duur droogval	niet droogvallend, <6 weken, 6 wk - 3mnd, 3 - 5 mnd, >5 mnd
	Grondwater ingelaten	ja/nee
Trajectkenmerken	Dimensies	Breedte x diepte (m)
	Ecologische kwaliteit	EKR-max.
	Landgebruik beekdal	landbouw, vegetatiestrook, natuurgrasland/moeras, bebouwing, bosstrook, bos
	Beschaduwing	0-20%, 20-40%, 40-70%, >70%
Substraatkenmerken	Substraatbedekking	% bedekking mineraal, slib, organisch, vegetatie

## Resultaten

### *Effecten op rijkdom, abundantie en ecologische kwaliteit*

Op de droogvallocaties was in 2019 het totale aantal individuen ( $t = -4.47$ ,  $p < 0.0001$ ), de EKR-score ( $t = -5.43$ ,  $p < 0.0001$ ) en het aantal aangetroffen kenmerkende taxa ( $t = -4.69$ ,  $p < 0.0001$ ) lager dan in eerdere jaren (zie afbeelding 3). Op de stromende locaties en de locaties waar de stroming was weggevallen werden geen significante verschillen gevonden ten opzichte van eerdere jaren.



Afbeelding 3. Boxplots met de verandering in taxonrijkdom, abundantie, ecologische kwaliteit en het aantal kenmerkende taxa na de 2018-droogte, uitgedrukt in z-scores. Negatieve scores geven een afname ten opzichte van de langjarige variatie aan, positieve scores een toename. Boxen geven het 25-75-percentiel weer met hierin de mediaan, de foutbalken de minimum- en maximumwaarden. \* significant ( $P < 0.05$ )

### Respons individuele taxa en hun milieu- en habitatpreferenties

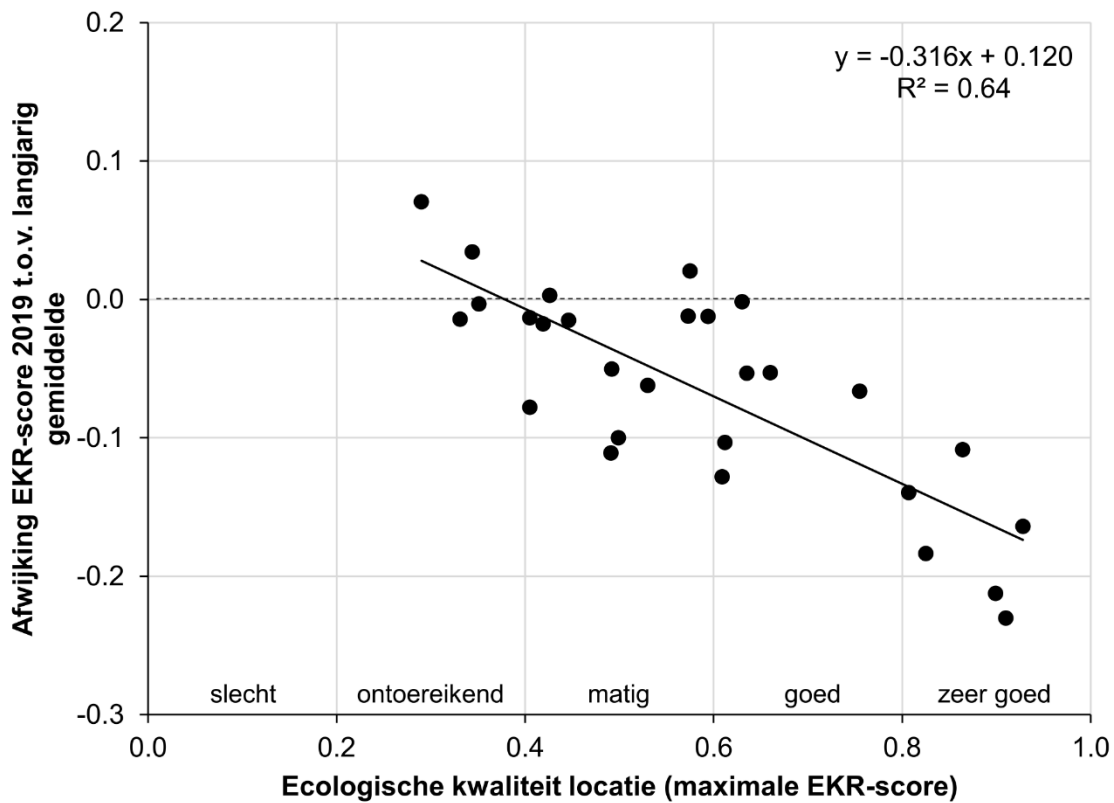
Na de 2018-droogte zijn er meer taxa die een afname laten zien (droogval 97 taxa, stilstaand water 48 taxa) dan taxa die toenemen (drooggevallen 39 taxa, stilstaand water 26 taxa). Hoewel de taxonrijkdom, abundantie en ecologische kwaliteit op de stilstaande locaties niet verschilden ten opzichte van eerdere jaren, zijn er dus wel effecten op individuele taxa. De stromingspreferentie was hierin sturend (tabel 2). Een negatieve respons kwam vaker voor bij taxa met een voorkeur voor matig tot snel stromend water (Tabel 2), terwijl de taxa die na de periode zonder stroming toenamen juist in grotere mate stilstaand water prefereerden.

Tabel 2. Analyse van milieu- en habitatpreferenties van taxa met een negatieve of positieve respons na droogte op basis van Mann-Whitney U tests. \* significant ( $P < 0.05$ )

Sleutelfactor	Preferentie	Drooggevallen			Stilstaand water		
		Gemiddelde preferentie		Z	Gemiddelde preferentie		Z
		Negatief	Positief		Negatief	Positief	
Temperatuur	koud-stenotherm	0.7	0.9	-1.0	0.8	0.4	-0.7
Droogval	droogvallend	1.2	1.9	-2.3	0.9	1.4	-2.0
Saprobie	$\alpha$ -mesosaproob/polysaproob	3.0	3.5	-1.3	3.7	3.6	-0.3
	oligosaproob	2.4	1.9	-2.4	1.7	1.9	-0.5
Stroming	stilstaand	3.1	3.7	-1.3	<b>2.8</b>	<b>4.8</b>	<b>-4.0*</b>
	matig-snelstromend	<b>3.5</b>	<b>2.0</b>	<b>-3.1*</b>	<b>3.3</b>	<b>1.5</b>	<b>-3.8*</b>
Saliniteit	ionenrijk	0.2	0.3	-2.1	0.3	0.4	-1.9

#### ***Kwantificering teruggang in ecologische kwaliteit na droogval***

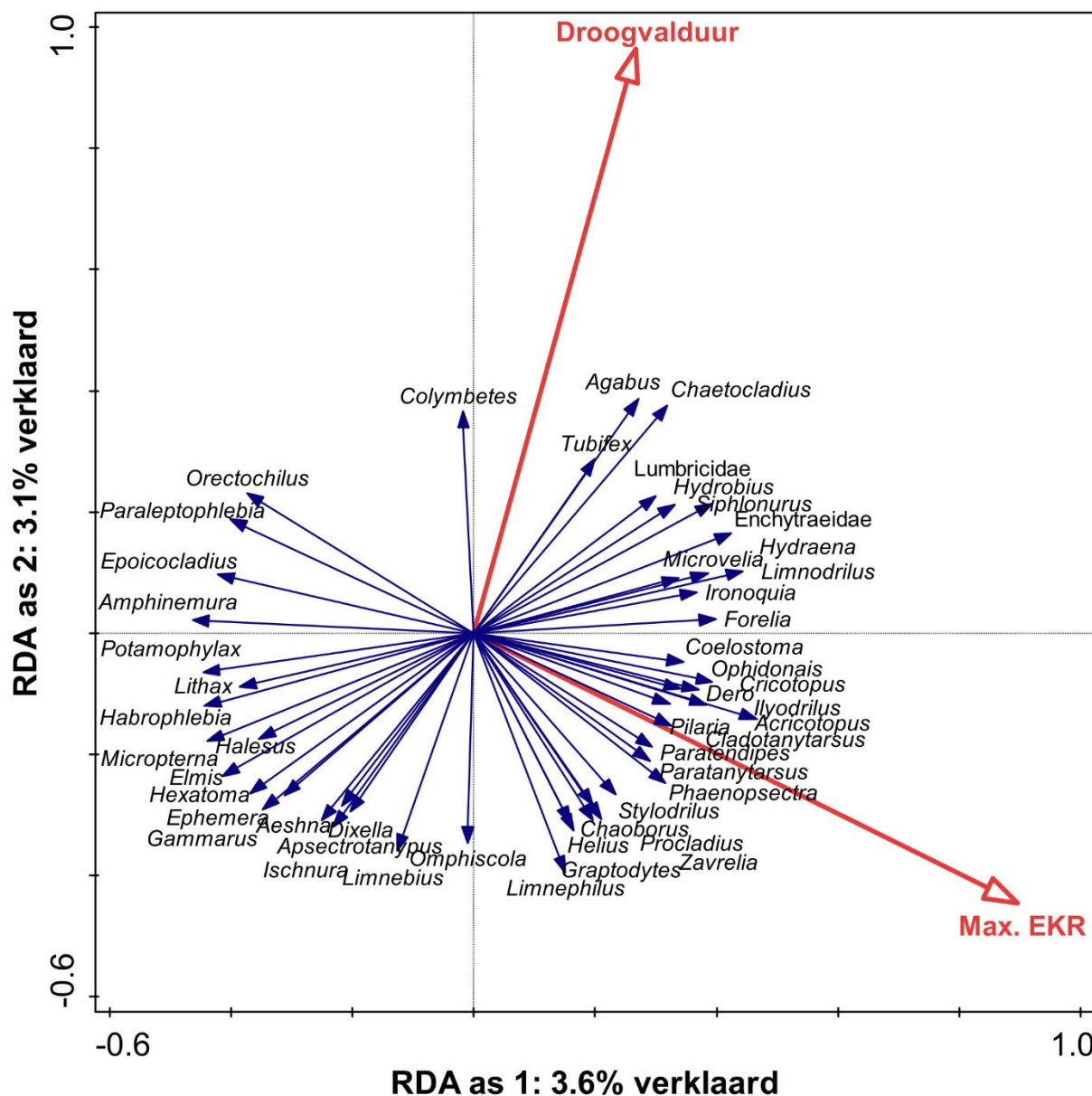
Er was een sterke correlatie tussen de afname in EKR-score na de 2018-droogte en de maximale EKR-score op een locatie; des te hoger de kwaliteitsklasse des te groter was de daling (afbeelding 4). Voor locaties waar de macrofauna voor de droogte als zeer goed beoordeeld werd, lag de afname in de EKR-score na de droogte tussen de circa 0.1 en 0.2 op een schaal van 0.0 tot 1.0. Voor de kwaliteitsklassen goed en matig was de afname kleiner, tussen de 0.0 en 0.1.



Afbeelding 4. Relatie tussen de absolute afwijking in EKR-score macrofauna in het voorjaar van 2019 ten opzichte van de jaren voor droogval en de maximale EKR-score die in deze periode is vastgesteld op de locaties. De stippellijn geeft de bijbehorende lineaire trendlijn weer. Alleen locaties die volledig zijn drooggevallen (n=28) zijn gebruikt. De EKR-score omvat verschillende kwaliteitsklassen, variërend van slecht (score 0.0-0.2) tot 0.8-1.0 (zeer goed)

#### Relatie met milieuvariabelen

De respons van de taxa op droogte kon met twee variabelen worden verklaard (Figuur 5). De eerste variabele, de ecologische kwaliteit van de locatie, is hierboven al beschreven. De tweede variabele die een significant deel van de variatie verklaarde was de droogvalduur. Des te langer de periode van droogval duurde, des te groter werd de toe- of afname van taxa die ofwel profiteerden of gevoelig waren voor droogval.



Afbeelding 5. Multivariate analyse (RDA) van de respons van taxa (blauwe pijlen, taxa met de beste fit zijn weergegeven) en de milieuvariabelen die dit patroon het beste verklaarden (rode pijlen)

### Discussie

De droogte van 2018 had een grote impact op de beekmacrofauna, waarbij de ecologisch best ontwikkelde beken het hardst getroffen zijn. Hier was in het voorjaar van 2019 de EKR-score tot één kwaliteitsklasse lager. Een belangrijke reden voor deze drastische daling is dat specifiek de stromingsminnende taxa, die veel voorkomen op plekken met een hoge EKR, sterk achteruitgegaan zijn na de droogte. Andere taxa lieten geen respons zien, terwijl taxa met een voorkeur voor stilstaande wateren juist profiteerden van deze uitzonderlijke situatie.

De levensgemeenschappen die in 2019 op de monsterlocaties zijn aangetroffen bestaan uit een combinatie van soorten die de droogte ter plaatse hebben overleefd en kolonisten van elders. Deze tweede groep kan afkomstig zijn uit boven- of benedenlopen die nog wel watervoerend waren, maar ook uit andere wateren in de omgeving. Wat er is aangetroffen is in feite dus de som van weerstand en veerkracht van de levensgemeenschap tegen droogte. Weerstand omvat aanpassingen om te



overleven, zoals tolerantie voor uitdroging, een met de droogte gesynchroniseerde levenscyclus en gedragsaanpassingen zoals een zomerdiapauze. Veerkracht omvat het vermogen tot herkolonisatie op het moment dat het water weer terugkeert. Dit zijn soorten met bijvoorbeeld een hoge dispersiecapaciteit en grote bronpopulaties. Naast de situatie ter plekke is dus ook de stroomgebieds- of landschappelijke context van het drooggevallen traject sterk sturend voor de respons.

Die landschappelijke context kan een andere verklaring zijn waarom trajecten met een hoge ecologische kwaliteit sterker negatief beïnvloed zijn. Veel kenmerkende soorten zijn relatief zeldzaam en komen voor in kleine geïsoleerde populaties. Gaat zo'n populatie verloren dan is herkolonisatie lastig, omdat dieren vanuit populaties in andere stroomgebieden de beek opnieuw moeten koloniseren. Dispersieafstand, barrières en bronpopulatiegrootte gaan dan een belangrijke rol spelen. Omdat in dit onderzoek de tijd tussen het weer watervoerend worden van de trajecten en de monsternamen in de meeste gevallen iets meer dan een half jaar bedraagt geeft de situatie in het voorjaar van 2019 vooral een beeld van de korte-termijnrespons, met vooral taxa die ofwel aanpassingen hebben tegen droogval of uit de directe omgeving komen.

Droogvalduur was een belangrijke milieufactor die de respons van taxa verklaarde. Dit heeft ook een relatie met weerstand en veerkracht. Hoe langer de droogte duurt, des te beter aangepast moeten de taxa zijn om te kunnen overleven. Sommige macrofauna kan zonder oppervlaktewater nog lange tijd blijven leven, bijvoorbeeld in een vochtig gebleven bladpakket. Duurt de droogte echter voort, dan zijn specifieke aanpassingen nodig, zoals droogteresistente ruststadia. Hier komt bij dat langdurige droogte meestal gepaard gaat met droogval op een grotere ruimtelijke schaal, waardoor herkolonisatie minder snel kan verlopen.

### **Conclusies en aanbevelingen**

Het is de verwachting dat vanwege klimaatverandering perioden met langdurige neerslagtekorten vaker gaan optreden [5], met alle gevolgen van dien voor droogvalgevoelige beken. Dit onderzoek maakt duidelijk dat dit tot veranderingen in de levensgemeenschappen kan leiden, althans op korte termijn, met tot een daling van de ecologische kwaliteit tot één kwaliteitsklasse tot gevolg. Daarmee is niet gezegd dat in de toekomst beken met kritische, stromingsminnende soorten geen reëel doel meer zijn op de hogere zandgronden. Het maakt wel duidelijk dat de veerkracht van beken tegen droogte versterking behoeft, zeker in het licht van de andere stressoren die in veel stroomgebieden een rol spelen, zoals eutrofiering en morfologische degradatie. Dit begint bij meer structuurvariatie in de beek, zodat refugia ontstaan, maar vergroten van de veerkracht vergt daarnaast beekdalbrede aanpassingen, zowel in de waterhuishouding als in de inrichting van het stroomgebied.

De waterhuishouding in veel beekdalen is nog steeds gericht op snelle, oppervlakkige afvoer van overtollig regenwater. Hierdoor wordt het grondwatersysteem in natte tijden amper aangevuld en kan het in droge perioden al snel niets meer 'leveren' aan de beek. Verondieping van watergangen en verminderen van drainage kan dit euvel deels verhelpen [6]. Wateronttrekkingsbeperkingen in droge perioden voorkomen dat de grondwaterstand nog verder weg zakt, waardoor het langer duurt voordat de beek weer watervoerend wordt [7]. Dit onderzoek heeft duidelijk gemaakt dat beekdalen met de best ontwikkelde beken prioriteit verdienen bij deze stroomgebiedsaanpak. Deze herbergen immers de bronpopulaties die weer moeten zorgen voor verspreiding naar andere beeksystemen. Bovendien is het duidelijk geworden dat elke verkorting van de droogvalduur ecologische winst oplevert: ook wanneer permanente afvoer uiteindelijk niet mogelijk blijkt, heeft het zin om de periode met afvoer

te verlengen. Om de stromingsminnende kenmerkende soorten te behouden blijft stroming echter wel noodzakelijk, stilstaand water heeft voor deze groep geen meerwaarde.

Hoewel hier niet onderzocht, lijkt het waarschijnlijk dat een snelle herkolonisatie door kritische beeksoorten de impact van droogte zal verminderen. Een deels nog onbeantwoorde vraag is hoe de herkolonisatie na droogte (bepalend voor de veerkracht van populaties) samenhangt met de inrichting van het landschap, binnen een stroomgebied en stroomgebiedsoverstijgend. Om dit op te helderen moet het effect van droogte niet op trajectschaal maar op (deel)stroomgebiedsschaal en over een langere tijdsperiode worden bekeken in relatie tot het voorkomen van bronpopulaties van doelsoorten binnen het bekennetwerk en mogelijk ook aanliggende systemen, zoals broekbossen waar op plekken met uittredend kwelwater soorten voorkomen die ook in beken gevonden worden [8].

Kennis hierover is belangrijk, omdat klimaatverandering in de toekomst namelijk zou kunnen leiden tot een afname in de gemiddelde hoeveelheid neerslag in de zomer, waardoor droogval frequenter zal optreden [5]. Hiermee komen populaties van doelsoorten en daarmee de ecologische kwaliteit steeds verder onder druk te staan, tenzij we de veerkracht van beekdalen effectief weten te vergroten.

*Dit onderzoek is mogelijk gemaakt door de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA) en de provincies Noord-Brabant, Limburg, Gelderland en. De waterschappen IJN en IJssel, Vechtstromen, Hunze en Aa's, Vallei en Veluwe, De Dommel, Brabantse Delta, Limburg en Aa en Maas en waterlaboratoria Aquon en Aqualysis hebben financieel bijgedragen en/of gezorgd voor een extra macrofaunabemonstering in 2019.*

## Referenties

1. Stubbington, R., et al. (2017). 'The biota of intermittent rivers and ephemeral streams: aquatic invertebrates'. In: Datry, T., Bonada, N., Boulton, A.J. (eds.) *Intermittent rivers and ephemeral streams. Ecology and management*. Elsevier P. 217-243.
2. Verdonschot, R.C.M., Van Oosten-Siedlecka, A.M., Braak, C.J.F. ter, Verdonschot, P.F.M. (2015). Macroinvertebrate survival during cessation of flow and streambed drying in a lowland stream'. *Freshwater Biology* 60: 282-296.
3. Dam, H. van, Apeldoorn, R.C. van (1978). 'De droogte van 1976 en de natuur in Nederland'. *H2O* 13: 278-281.
4. Verberk, W.C.E.P., Verdonschot, P.F.M., Haaren, T. van, Maanen, B. van (2012). *Milieu- en habitatpreferenties van Nederlandse zoetwatermacrofauna*. WEW Themanummer 23. Van de Garde-Jémé, Eindhoven
5. KNMI (2015). *KNMI'14-klimaatscenario's voor Nederland; Leidraad voor professionals in klimaatadaptatie*. KNMI, De Bilt.
6. Verdonschot, P.F.M., Runhaar, H., Hendriks, D., Verdonschot, R.C.M. (2017). *Integraal natuurherstel in beekdalen. Ontwikkeling van diffuse afvoersystemen, gedempte afvoerdynamiek en beekprofielherstel*. OBN rapport 2017/215-BE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren. Driebergen.
7. Eertwegh, G. van den et al. (2019). *Droogte in zandgebieden van Zuid-, Midden- en Oost-Nederland. Rapportage Fase 1: ontwikkeling van uniforme werkwijze voor analyse van droogte en tussentijdse bevindingen*. KnowH2O rapport 95, Berg en Dal.

8. Wiggers, R., Moller Pillot, H.K.M., Mulderij, G. (2019). *Droogtmeetnet macrofauna 2019 – broekbossen en vennen*. Bureau Biota rapport 2019-017, Zwolle.