

NOTITIE KIWK

Maatregелеffectiviteit beek- en rivierherstel

Macrofaunarespons op de beekherinrichting van de Groenlose Slinge



Gea van der Lee, Ralf Verdonschot, John Lenssen, Bastiaan van Zuidam en Piet Verdonschot

Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research

Augustus 2021

Auteurs

Gea van der Lee, Ralf Verdonschot, John Lenssen, Bastiaan van Zuidam en Piet Verdonschot
(correspondentie: gea.vanderlee@wur.nl)

Opdrachtgever

Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK) – Waterschap Rijn en IJssel

Projectgroep

Gebruikerscommissie Kennisimpuls waterkwaliteit Systeemkennis ecologie en waterkwaliteit

Wijze van citeren

van der Lee G.H., Verdonschot R.C.M., Lenssen, J., Van Zuidam, B. en Verdonschot P.F.M. (2021). Maatregелеffectiviteit beek- en rivierherstel. Macrofaunarespons op de beekherinrichting van de Groenlose Slinge. Notitie Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK), Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen. 18 pp.

Trefwoorden

Groenlose Slinge, macrofauna, beekherstel

Beeldmateriaal

Waterschap Rijn en IJssel

DOI: <https://doi.org/10.18174/551312>

Dit project is uitgevoerd in opdracht van de Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK).

© 2021 Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

Wageningen Environmental Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Inhoud	1
Samenvatting	2
1 Inleiding	3
2 Materiaal en methoden	5
2.1 Metingen	5
2.2 Taxonomische afstemming	6
2.3 Data-analyse	6
3 Resultaten	8
3.1 Algemene trends	8
3.2 PCA ordinatie	9
3.3 PRC analyse	12
3.4 Clusters en gerelateerde taxa	13
4 Discussie, conclusies en aanbevelingen	17
5 Literatuur	18

Samenvatting

Een van de doelen van de Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK) is het kwantificeren van de effectiviteit van lokale maatregelen in verschillende watertypen op verschillende organismengroepen. In dit document is het effect van de beekherinrichting op de macrofaunagemeenschap in de Groenlose Slinge geanalyseerd. Tussen 2006-2008 is een groot deel van de Groenlose Slinge heringericht, waarbij de beek is hermeanderd en waar niet genoeg ruimte was zijn flauwe plas-dras oevers aangelegd.

De data laat tussen de periode vóór 1997 en de periode na 2008/2010 een verandering in de macrofaunagemeenschap in het hersteltraject (GRS05, GRS43 en GRS23) en het meetpunt benedenstrooms van het hersteltraject (GRS35) zien. Er zijn in de tussenliggende periode echter slechts beperkt aantal metingen gedaan, waardoor het lastig te duiden is rond welke jaren de verandering precies is opgetreden. De verandering lijkt niet op het meetpunt bovenstrooms van het hersteltraject (GRS37) te hebben plaatsgevonden.

De bemonsterde macrofaunagemeenschap in 2019 was op alle meetpunten zeer afwijkend. In 2019 waren de macrofauna aantallen drie tot zes keer hoger dan in 2016 en ook het aantal taxa was iets hoger ten op zichte van 2016. Een mogelijke verklaring voor de verandering in 2019 is dat de overstap is gemaakt naar het waterlaboratorium Aqualysis wat methodische verschillen kan hebben geïntroduceerd. Het aandeel dat voor de verschillende substraten representatief wordt geacht, kan bijvoorbeeld verschillen tussen monsternemers. Voor de interpretaties is het monsterpunt uit 2019 daarom niet meegenomen.

De taxa indicatief voor de periode vóór 1997 hadden veelal een preferentie voor stilstaand tot zeer langzaam stromend met slib en waterplanten. *Gammarus roeseli* lijkt abundanter vanaf 1997. *G. roeseli* is een ietwat zuurstofgevoeligere soort, die bij iets hogere stroming voor kan komen. De analyse laat verder zien dat de soorten, *Calopteryx splendens* en *Hydropsyche angustipennis*, vanaf 2008/2010 zijn toegenomen op het herstelde traject, met name op meetpunt GRS05 en GRS43. Deze taxa hebben een preferentie hebben voor langzaam tot snelstromend water. Dit duidt erop dat de stroming in het herstelde traject mogelijk mogelijk iets is toegenomen. De beek is echter nog onvoldoende geschikt voor de typische soorten van laaglandbeekmilieu's. De aanbeveling is om hydromorfologische processen en habitatheterogeniteit in de beek verder te verbeteren.

1 Inleiding

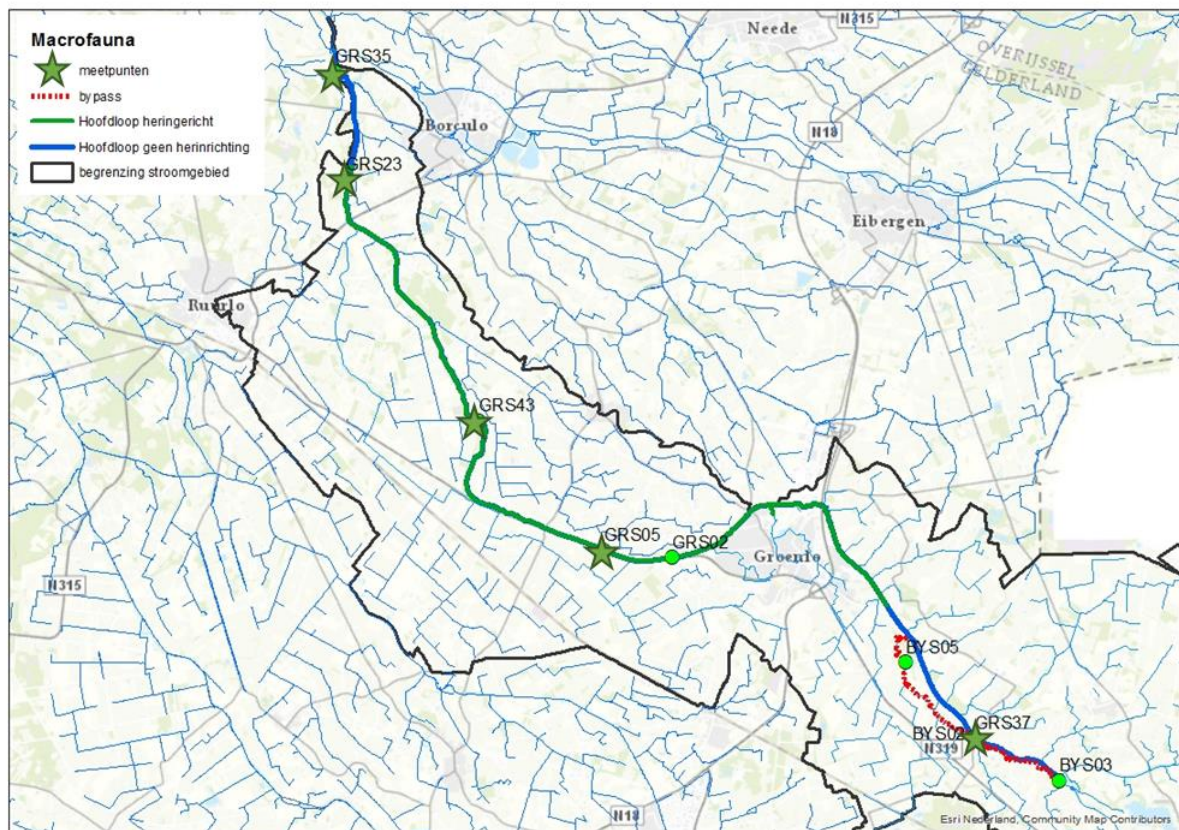
Een van de doelen van de Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK) is het kwantificeren van de effectiviteit van lokale maatregelen in verschillende watertypen op verschillende organismengroepen. In dit document wordt de effectiviteit van de herinrichting van de Groenlose Slinge op de macrofaunagemeenschap geanalyseerd.

De Groenlose Slinge is een langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand (KRW type R5). Het waterlichaam met een lengte van 24.8 kilometer wordt gevoed door de Ratumse- en Willinkbeek, welke hun oorsprong in Duitsland vinden (Wehmerbeek en Vossenveldsbeek). Het waterlichaam de Groenlose Slinge mondt uit in de Berkel. Om het peil te regelen zijn in het verleden 32 stuwen in de Groenlose Slinge aangebracht. In het stroomgebied van de Groenlose Slinge ligt één RWZI (RWZI Winterswijk). In 1998 is een bypass aangelegd in het bovenstroomse traject, direct na zuivering. De bypass is de oude loop van de Groenlose Slinge, waar de basisafvoer (ca. 300 l/s) doorheen gaat, in zomermaanden is dit voornamelijk (niet al te schoon) effluent.

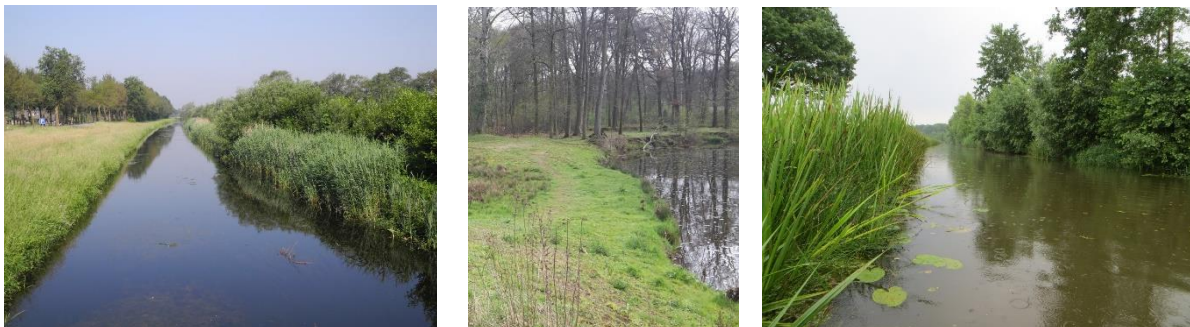
In de periode 2006-2008 is 18,7 km van hoofdloop heringericht (Figuur 1). De volgende maatregelen zijn genomen:

- Ten behoeve van vispasseerbaarheid zijn over het gehele traject de vaste stuwen vervangen door cascades (e.g. nabij GRS5 en GRS23) en twee stuwen zijn verwijderd (e.g. nabij GRS43).
- De beekloop is op een aantal trajecten meanderend gemaakt en verondiept (e.g. nabij GRS23 en GRS43). Ter hoogte van Groenlo zijn oude meanders deels hersteld, stroomafwaarts daarvan - van origine een moerasgebied in plaats van een beek- zijn nieuwe meanders gegraven. Stroomafwaarts daarvan, ter hoogte van Lebbenbrugge, was de Groenlose Slinge van oudsher meanderend. De voormalige meanders zijn niet hersteld, maar er zijn nieuwe meanders gegraven omdat de perceeleigenaren niet wilden meewerken aan herstel van het oude tracé. De oude loop is gedeeltelijk gedempt, maar stroomt bij hoge afvoeren nog mee.
- Her en der zijn retentiegebiedjes aangelegd ten behoeve van waterberging bij hoge afvoeren.
- Waar niet genoeg ruimte beschikbaar was voor meandering zijn over het gehele traject flauwe plas-dras oevers aangelegd.

A



B



Figuur 1: A) Kaart van de Groenlose Slinge met de locaties van de herstelmaatregelen (groen) en de macrofaunamonsterpunten met metingen uit meerdere jaren (groene ster). GRS23 ligt in het traject 'Hoofdloop heringericht'. B) Foto's nabij meetpunt GRS05, GRS35 en GRS37 (Waterschijn Rijn en IJssel).

2 Materiaal en methoden

2.1 Metingen

De macrofauna is op zes locaties in de hoofdloop van de Groenlose Slinge bemonsterd met een standaard macrofaunanet (Figuur 1A). De meeste monsters zijn in het voorjaar (april-mei) genomen en een beperkt aantal in de herfst (augustus-oktober) (Tabel 1). Voor de homogeniteit van de analyse zijn alleen monsters uit het voorjaar meegenomen. Locatie GRS02 is slechts een keer in de herfst bemonsterd en is daarom niet meegenomen. Drie meetpunten liggen op het traject dat tussen 2006 en 2008 is hersteld (GRS05, GRS043 en GRS23), één meetpunt ligt bovenstrooms (GRS37) en één meetpunt ligt benedenstrooms van het herstelde traject (GRS35) (Figuur 1; Tabel 2). Van de meetpunten op het herstelde traject zijn maar 2 metingen genomen vóór het uitvoeren van de herstelmaatregelen (Tabel 1).

Tabel 1: Overzicht van het aantal beschikbare monsters per locatie en seizoen. De periode waarin de herstelmaatregelen hebben plaatsgevonden is aangegeven met een grijze markering.

	1989	1990	1994	1996	1997	2000	2003	2004	2006	2008	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2019	Totaal vóór	Totaal tijdens	Totaal ná
herfst																					
GRS37					1		1	1											3		
GRS02									1											1	
GRS05																					
GRS43																					
GRS23					1														1		
GRS35	1			1															2		
Totaal	1			1	2		1	1	1										6	1	
voorjaar																					
GRS37					1		1	1		1	1			1			1	1	3	1	4
GRS02																					
GRS05									1	1		1		1	1	1	1	1		2	6
GRS43									1	1	1	2	1	1	1	1	1	1		2	9
GRS23					1	1				1							1	1	2	1	2
GRS35	1	1	1	1										1			1	1	4		3
Totaal	1	1	1	1	2	1	1	1	2	4	2	2	1	4	2	2	5	5	9	6	24

Tabel 2: Details van de geselecteerde macrofaunamonsterlocaties van boven naar benedenstrooms.

Naam	Code	Maatregel	Coördinaten
Beerninkweg Meddo	GRS37	Geen bovenstrooms	52.00776, 6.66840
Bumptmansweg Groenlo	GRS05	Herinrichting 2006-2008	52.04192, 6.56335
Peppelendijk Borculo	GRS43	Herinrichting 2006-2008	52.06510, 6.52787
Lebbenbruggedijk Borculo	GRS23	Herinrichting 2006-2008	52.10803, 6.49096
Beekvliet Borculo	GRS35	Geen benedenstrooms	52.12707, 6.48845

2.2 Taxonomische afstemming

De taxonomische lijsten, afkomstig uit verschillende jaren en van verschillende locaties, laten verschillen zien in taxonomische niveaus. Voor de analyse is een eenduidig gegevensbestand noodzakelijk. Daarom is voor de analyse de oorspronkelijke macrofaunadata taxonomisch afgestemd op basis van frequentie van voorkomen in de monsters en totale abundantie per taxon. Indien een genus op een paar uitzonderingen na was gedetermineerd tot op soortniveau, is het genus verwijderd en zijn de soorten gehandhaafd. Indien de frequentie waarmee het genus voorkomt echter hoog was, is de data geaggregeerd op genusniveau. Voor de genera *Glyptotendipes* en *Chironomus* zijn alle gegevens geaggregeerd naar genusniveau, omdat determinatie van deze groep niet consistent is uitgevoerd en minder betrouwbaar is. Bij de Tubificidae zijn naast de soorten ook de gehele groep Tubificidae meegenomen, omdat een groot aantal juveniele Tubificidae indicatief is voor bepaalde milieuomstandigheden.

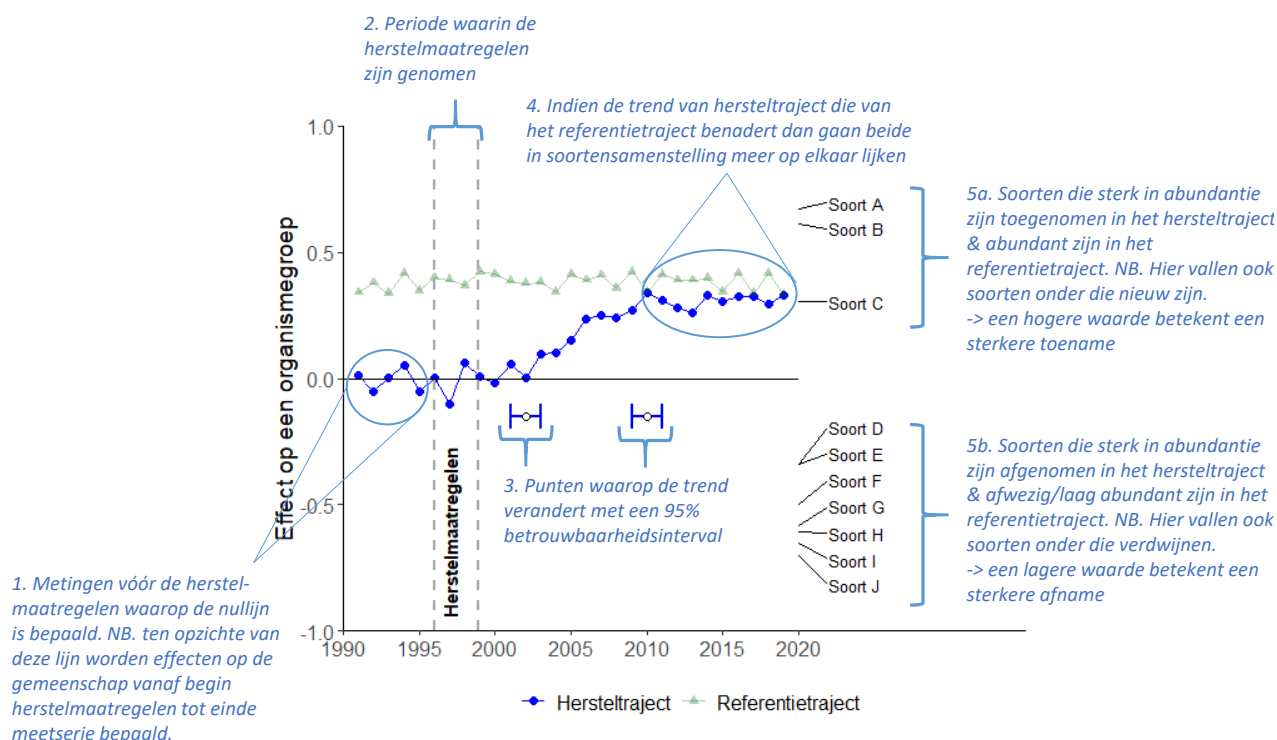
2.3 Data-analyse

De abundantie van de macrofauna is eerst $\log_{10}(x+1)$ getransformeerd om het effect van hoge dichtheden te verminderen en de rol van laag-abundante soorten te vergroten. De data is per meetpunt met een Principale-ComponentenAnalyse (PCA) techniek geanalyseerd en geplotted om de patronen in de macrofaunagemeenschap tussen de jaren te verkrijgen. De data is vervolgens geanalyseerd met de 'Principal Response Curve (PRC)' methode (Van den Brink & ter Braak, 1999; zie Box 1 voor uitgebreide uitleg). Deze methode biedt de mogelijkheid om veranderingen in de gemeenschap bij verschillende maatregelen (zogenoemde 'treatments') uit te zetten tegen de tijd. Dit resulteert per meetpunt in een grafiek met de tijd op de x-as en de verandering in de gemeenschap (zogenoemde 'canonical coefficient C_{dt} ') ten opzichte van de mediaan van de gemeenschap vóór of bovenstrooms van de maatregelen (hier beekherinrichting) op de y-as. Er zijn te weinig datapunten om de vervolgens een 'changepoint analysis' toe te passen, dus hebben we de grafiek 'op het oog' geïnterpreteerd.

Ieder taxon krijgt in de analyse een gewicht (zogenoemde 'species weight b_k ') toegekend, wat aangeeft in welke mate het taxon het patroon van de respons volgt. Taxa met een positief gewicht volgen de verandering, taxa met een negatief gewicht vertonen een tegenovergestelde respons en taxa met een gewicht van bijna nul vertonen geen respons of een respons die niet gerelateerd is aan het patroon dat in het diagram wordt getoond. Daarnaast hebben we de PCA-analyse verdeeld in kmeans clusters, waarbij het optimale aantal clusters was gekozen o.b.v. de silhouette methode. De indicatorsoorten van de clusters hebben we vervolgens vergeleken op basis van de trouw en de relatieve abundantie binnen de groep (Dufrêne & Legendre 1997). We zijn hier uitgegaan van indicatorsoorten met $p < 0.01$. De indicatiewaarde geeft aan in hoeverre een taxa gerelateerd is aan een bepaalde groep.

Voor de macrofauna hebben we deze score vergeleken met de KRW-maatlatwaarden van soorten voor watertype R5 (Altenburg et al., 2018), de WEW autecologie score voor stromings-, chloride- en habitatpreferentie (Verberk et al., 2012) en de Duitse saprobie index (Friedrich & Herbst, 2004; German saprobic Index new version). Voor de KRW-maatlatwaarden hebben we onderscheid gemaakt tussen dominant negatieve taxa (N) en positieve/kenmerkende taxa (P/K). Voor de stroming hebben we onderscheid gemaakt tussen soorten met een affiniteit voor stilstaand tot zeer langzaam stromend (< 10 cm/s), langzaam stromend (10-15 cm/s) en matig tot snelstromend (> 15 cm/s). Voor de habitatpreferentie hebben we onderscheid gemaakt tussen soorten met affiniteit voor zand, klei/leem, waterplanten, grove detritus/ hout, grind/stenen. Alle analyses zijn gedaan in R (versie 3.6.3) met softwarepakket *vegan* (Oksanen et al., 2019).

Box 1: Uitleg bij de grafiek van de 'Principal Response Curve' (PRC) analyse



De bovenstaande figuur laat een hypothetisch voorbeeld zien van de uitkomst van de 'Principal Response Curve' analyse waarmee de resultaten grafisch inzichtelijk worden gemaakt. Het voorbeeld volgt een zogenaamd BACI-ontwerp met jaarlijkse metingen vóór (Before) en ná (After) het nemen van de herstelmaatregelen in een referentietraject met de gewenste situatie (dit wordt de Control, genoemd en kan bijvoorbeeld een natuurgebied bovenstrooms zijn) en met jaarlijkse metingen vóór (Before) en ná (After) in het hersteltraject, het traject waar de maatregelen zijn genomen (Impact). In plaats van een referentietraject kan de Control ook bestaan uit een traject dat vergelijkbaar is met het hersteltraject, maar waar geen maatregelen zijn genomen. In dat geval zou de lijn rond de nullijn moeten lopen omdat die situatie bijna gelijk is aan die in het hersteltraject voor het nemen van de maatregelen.

In de grafiek staat tijd op de x-as en de (eventuele) verandering in de gemeenschap (zogenoemde 'canonical coefficient C_{dt} ') op de y-as. De verandering in de gemeenschap wordt uitgezet tegen de mediaan van de gemeenschap vóór de herstelmaatregelen, de zogehete nullijn (het traject aangeduid door tekstblok 1). Om deze nullijn goed te definiëren is het belangrijk dat er voldoende meetjaren beschikbaar zijn. De periode waarin de herstelmaatregelen zijn genomen wordt in de grafiek aangegeven met twee verticale grijze stippellijnen, in dit geval tussen 1996 en 1999 (aangeduid met tekstblok 2). In dit voorbeeld hebben de maatregelen een effect gehad op de samenstelling van de gemeenschap, aangezien de C_{dt} score van het hersteltraject van de nullijn gaat afbewegen na de uitvoering van het herstel. Dit betekent hoe hoger de C_{dt} score wordt des te groter is het effect van de maatregel(en). Als er geen verandering optreedt dan blijft de C_{dt} score van het hersteltraject rondt de nullijn schommelen. Indien er voldoende data beschikbaar is (minimaal 10 meetjaren), kan met een zogenaamde 'changepoint analysis' worden aangegeven of en wanneer verandering in de trend heeft plaatsgevonden (aangeduid met tekstblok 3). In het bovenstaande voorbeeld laten deze punten met het 95% betrouwbaarheidsinterval (de horizontale blauwe lijnstukken) zien dat de gemeenschap tussen 2002 en 2010 is veranderd. We zien ook dat de lijn van het hersteltraject de lijn van het referentietraject gaat benaderen (aangeduid met tekstblok 4). Dit betekent dat de herstelmaatregelen een positief effect hebben gehad op deze gemeenschap. Aan de rechterkant van de grafiek is af te lezen welke soorten het sterkst aan deze verandering hebben bijgedragen (zogenoemde 'species weight b_k '). Soorten die zijn toegenomen in het hersteltraject en abundant zijn in het referentietraject hebben een positieve score (aangeduid met tekstblok 5a) en soorten die zijn afgenomen in het hersteltraject en minder abundant/afwezig zijn in het referentietraject hebben een negatieve score (aangeduid met tekstblok 5b).

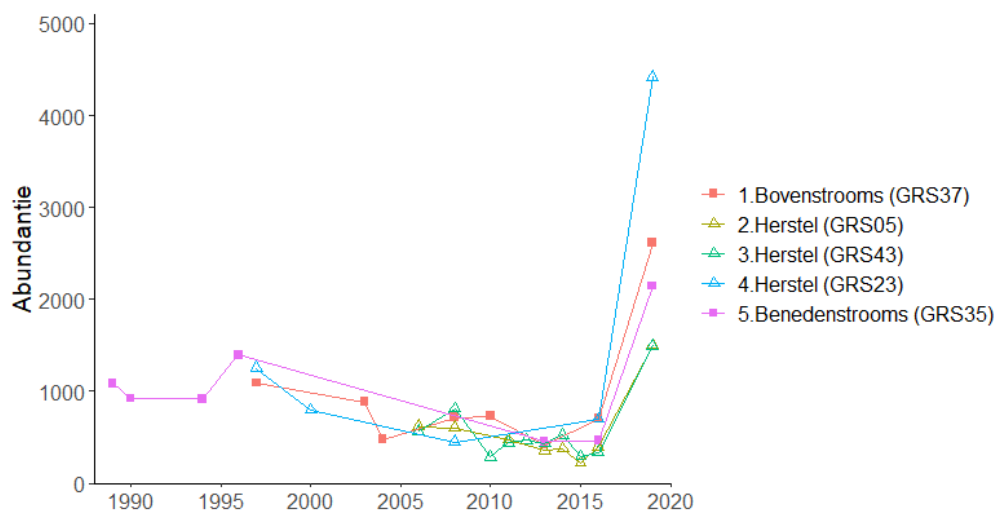
De analyse kan in principe ook worden gedaan met alleen een BA- of CI-ontwerp. Bij een BA-ontwerp is het echter niet uit te sluiten of de veranderingen door de herstelmaatregelen worden veroorzaakt of in het hele gebied hebben plaatsgevonden. Bij een CI design moet de nullijn worden bepaald op basis van de mediaan van de Control (de waarnemingen in het referentie- of controletraject). Als de Control in milieu-omstandigheden (typologisch) niet goed vergelijkbaar is met de situatie in het herstel van voor de maatregelen dan zullen alleen deze verschillen worden weergegeven in de grafiek. Ook is niet uit te sluiten dat de veranderingen al voor de herstelmaatregelen waren begonnen.

3 Resultaten

3.1 Algemene trends

Op alle meetpunten is het totaal aantal individuen (Figuur 2A) en het aantal macrofaunataxa (Figuur 2B) sinds de jaren '90 iets afgenomen. Vervolgens is het totaal aantal macrofauna individuen in 2019 echter drie tot zes keer hoger dan in 2016 (het laatste jaar voor 2019 dat is bemonsterd; Figuur 2A). Ook het aantal taxa is in 2019 iets hoger ten op zichte van 2016 (Figuur 2B). De aangegeven bemonsteringsmethode is vergelijkbaar tussen de jaren (volledig monster met 5m bemonsteringslengte), maar in 2019 is wel de overstap gemaakt naar het waterlaboratorium Aqualysis.

A



B



Figuur 2: A) Aantal individuen en B) aantal taxa op de verschillende monsterlocaties over tijd.

3.2 PCA ordinatie

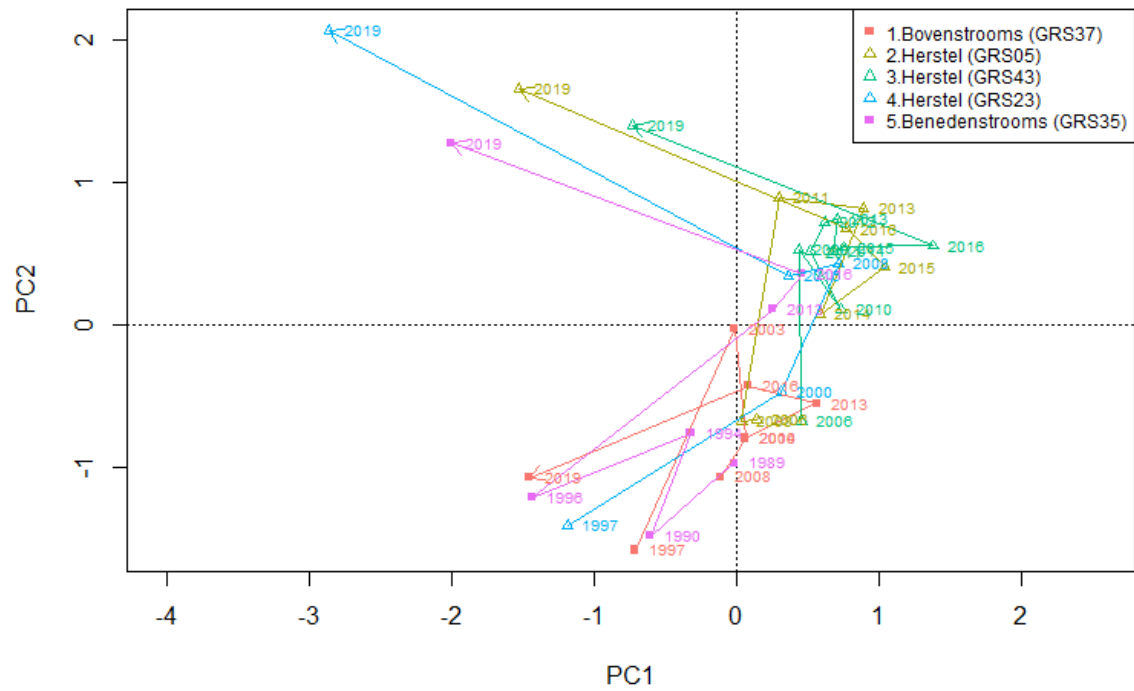
Om te analyseren wat het effect van de afwijkende aantallen individuen en taxarijkdom van de macrofaunagemeenschap in 2019 is (Figuur 2), hebben we de data op drie verschillende manieren in een PCA ordinatie geplot (Figuur 3). In iedere plot zijn de verschillende meetpunten aangeduid met een specifieke kleur. De trend van elk meetpunt in de tijd is weergegeven door opeenvolgende jaren te verbinden met een pijl.

De PCA ordinatie o.b.v. de absolute aantallen laat zien dat de macrofaunagemeenschap op de drie meetpunten in het hersteltraject (GRS05, GRS43 en GRS23) en het meetpunt benedenstrooms van het hersteltraject (GRS35) tussen 1997 en 2008/2010 een naar rechts is veranderd langs de eerste PC-as en naar boven langs de tweede PC-as (Figuur 3A). Er zijn tot deze periode echter beperkt aantal metingen gedaan, waardoor het lastig te duiden is rond welke jaren de verandering precies is opgetreden. Vervolgens is de macrofaunagemeenschap op deze meetpunten vergelijkbaar tussen 2010-2016. De macrofaunagemeenschap op het meetpunt bovenstrooms van het hersteltraject (GRS37) is weinig veranderd en in deze PCA ordinatie vergelijkbaar met de macrofaunagemeenschap op de andere meetpunten tussen 2000 en 2008/2010. In 2019 heeft op alle meetpunten een sterke verandering plaatsgevonden. De macrofaunagemeenschap op de drie meetpunten in het hersteltraject (GRS05, GRS43 en GRS23) en het meetpunt benedenstrooms van het hersteltraject (GRS35) zijn verder naar boven veranderd langs de tweede PC-as en naar links langs de eerste PC-as. De macrofaunagemeenschap op het meetpunt bovenstrooms van het hersteltraject (GRS37) is in 2019 ook naar links veranderd langs de eerste PC-as.

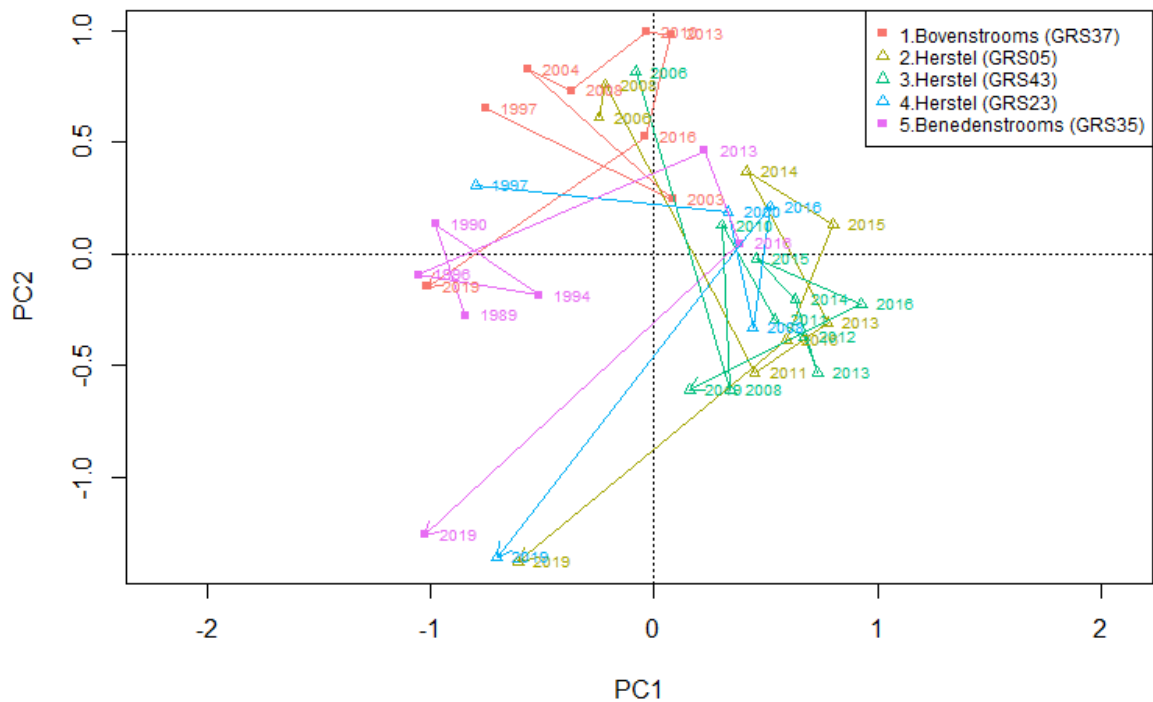
De PCA ordinatie o.b.v. de relatieve aantallen (% van totaal aantal individuen) laat een vergelijkbaar patroon zien (Figuur 3B) als de PCA ordinatie o.b.v. de absolute aantallen, maar met een omgekeerde tweede PC-as. Dit duidt erop dat niet alleen meer is bemonsterd in 2019, maar dat de macrofaunagemeenschap ook anders was. Het voornaamste verschil is dat de PCA ordinatie o.b.v. de relatieve aantallen is dat de macrofaunagemeenschap een duidelijker verschil laat zien t.o.v. de macrofaunagemeenschap vóór 1997.

Omdat meetjaar 2019 sterk afwijkt van de andere metingen hebben we in Figuur 4 de PCA ordinatie o.b.v. de absolute aantallen geplot zonder meetjaar 2019. Opvallend is dat in deze figuur het verschil tussen het bovenstroomse meetpunt (GRS35) en de andere meetpunten wordt benadrukt op de tweede PC-as. De andere meetpunten (GRS05, GRS43, GRS23 en GRS35) laten een verschuiving tussen 1997 en 2008/2010 zien langs de eerste PC-as (Figuur 4). Het bovenstroomse meetpunt is niet verschoven langs de eerste PC-as.

A

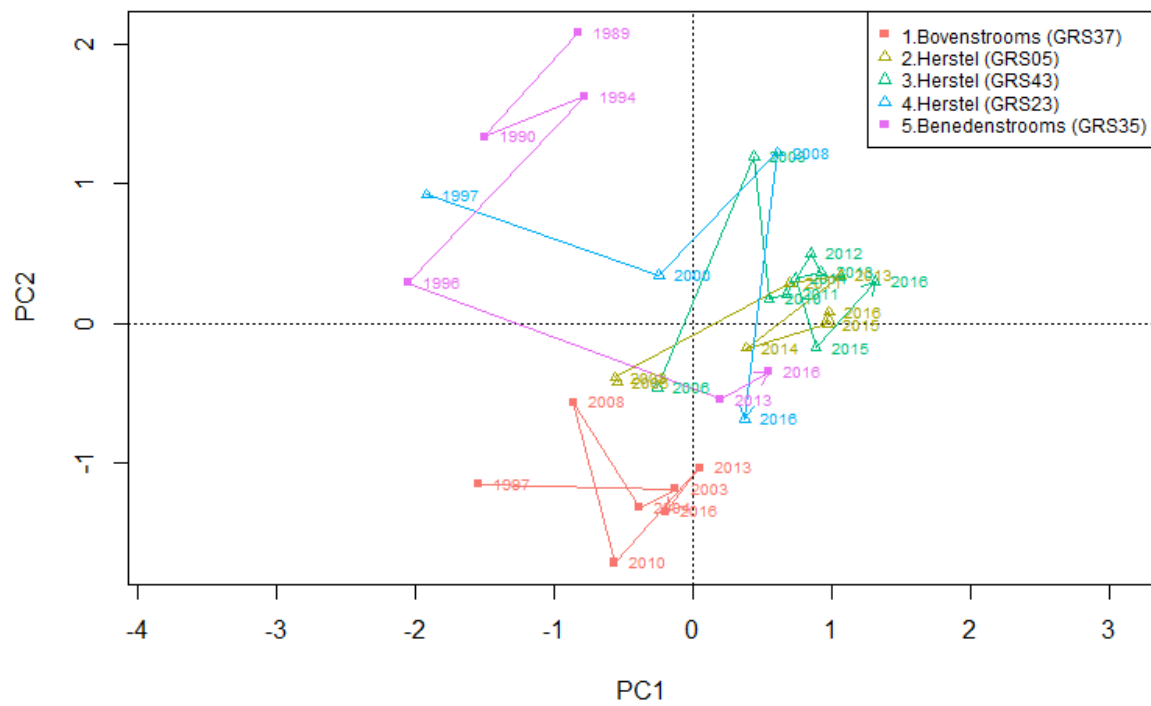


B



Figuur 3: Ordinatie (PCA) van de macrofaunagemeenschap op de meetpunten in de Groenlose Slinge van 1989-2019 o.b.v. A) de absolute aantallen B) de relatieve aantallen (% van totale aantal individuen). De trends die de macrofaunagemeenschap op elke locatie volgt zijn aangeduid met een pijl. De data voor beide analyses is $\log_{10}(x+1)$ getransformeerd om het effect van hoge dichtheden te verminderen en de rol van laag-abundante soorten te vergroten.

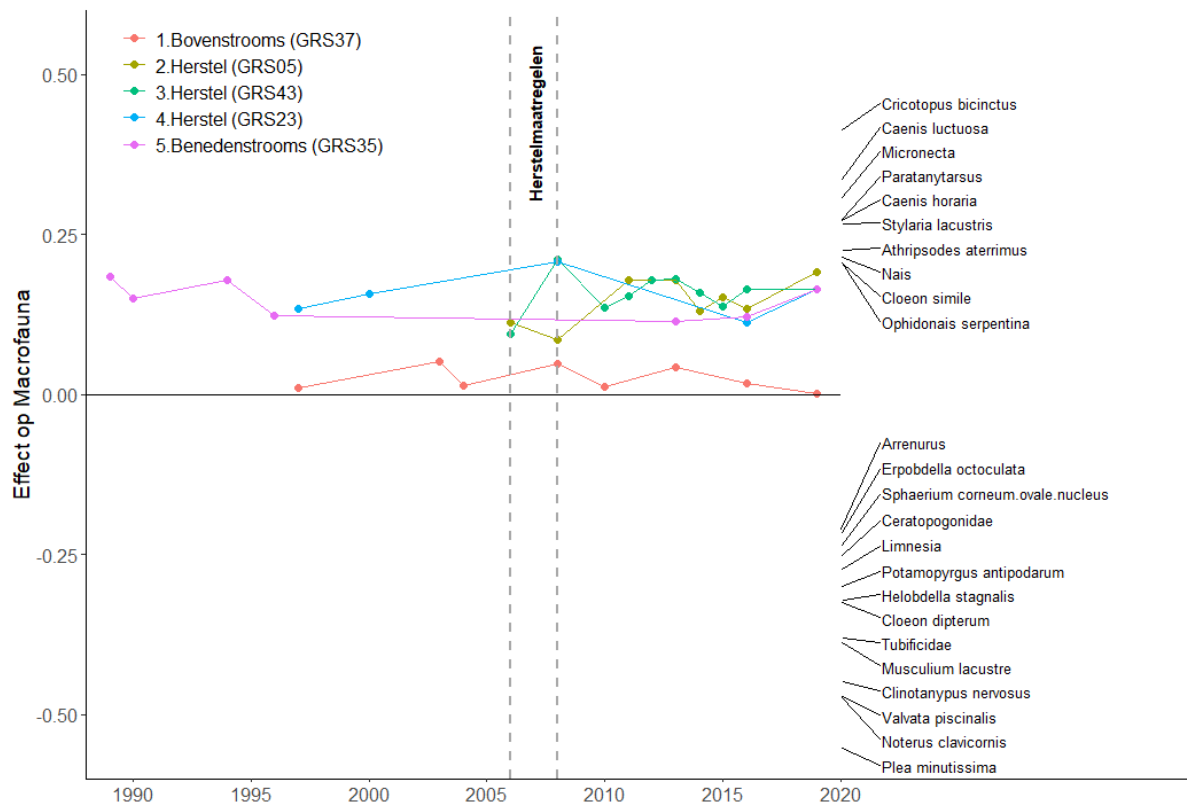
C



Figuur 4: Ordinatie (PCA) van de macrofaunagemeenschap op de meetpunten in de Groenlose Slinge van 1989-2016 o.b.v. de absolute aantallen. De trends die de macrofaunagemeenschap op elke locatie volgt zijn aangeduid met een pijl. De data is $\log_{10}(x+1)$ getransformeerd om het effect van hoge dichtheden te verminderen en de rol van laag-abundante soorten te vergroten.

3.3 PRC analyse

Wanneer we, gebruik makend van een PRC-analyse, de macrofaunagemeenschap op alle meetpunten in de Groenlose Slinge uitzetten in de tijd tegen de mediaan van de gemeenschap op het meetpunt bovenstrooms van het hersteltraject (GRS37), zien we voornamelijk het verschil terug tussen GRS37 en de meetpunten benedenstrooms hiervan (Figuur 5). Doordat de macrofaunagemeenschap echter zowel vóór als ná de herstelmaatregelen op het bovenstroomse meetpunt (GRS37) afwijkt van de andere meetpunten, lijkt dit meetpunt niet geschikt als 'controle' voor de herstelmaatregelen (zie ook uitleg in box 1 voor controle-impact analyse). Van de meetpunten op het hersteltraject zijn maar 2 metingen genomen vóór het uitvoeren van de herstelmaatregelen in 2006-2008 (Tabel 1). Dit is onvoldoende voor een betrouwbare before-after analyse.



Figuur 5: Verandering in de macrofaunagemeenschap op alle meetpunten ten opzichte van de mediaan op het meetpunt bovenstrooms van het hersteltraject (GRS37) en gepresenteerd volgens de zogeheten Principal Response Curve. De soortgewichten in het rechterdeel van het diagram vertegenwoordigen de affiniteit van elk taxon met de respons weergegeven in het diagram. Voor de duidelijkheid zijn alleen de afnemende taxa met een gewicht <-0.4 en de toenemende taxa met een gewicht >0.4 weergegeven en zijn de taxa geschaald.

3.4 Clusters en gerelateerde taxa

Wanneer we de macrofaunagemeenschap van alle meetjaren clusteren, ontstaat er globaal een verdeling tussen de monsters genomen tot 1997 en in 2019 in het eerste cluster en de monsters genomen tussen 2000 en 2016 in het tweede cluster (Tabel 3; vergelijkbaar met de verdeling op de eerste PC-as in Figuur 3A). Wanneer we 2019 niet meenemen in de cluster analyse ontstaat er net een andere verdeling. Dan vormt het bovenstroomse meetpunt (GRS37) samen met de metingen tot 2006/2008 op de andere meetpunten (GRS05, GRS43, GRS23 en GRS35) het eerste cluster en de metingen na 2006/2008 op GRS05, GRS43, GRS23 en GRS35 het tweede cluster (Tabel 3; vergelijkbaar met de verdeling op de eerste PC-as in Figuur 4).

Tabel 3: Overzicht van de verdeling van de kmeans clusters van de meetpunten o.b.v. absolute aantallen ($\log_{10}(x+1)$ -getransformeerd) met en zonder meetjaar 2019. De periode waarin de herstelmaatregelen hebben plaatsgevonden is aangegeven met een grijze markering.

	1989	1990	1994	1996	1997	2000	2003	2004	2006	2008	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2019
Clusters met 2019																		
GRS37					1		2	2	2	2	2			2			2	1
GRS05									2	2		2		2	2	2	2	1
GRS43									2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
GRS23					1	2				2							2	1
GRS35	2	1	1	1										2			2	1
Clusters zonder 2019																		
GRS37					1		1	1	1	1	1			1			1	
GRS05									1	1		2		2	2	2	2	
GRS43									1	2	2	2	2	2	2	2	2	
GRS23					1	1				2							2	
GRS35	1	1	1	1										2			2	

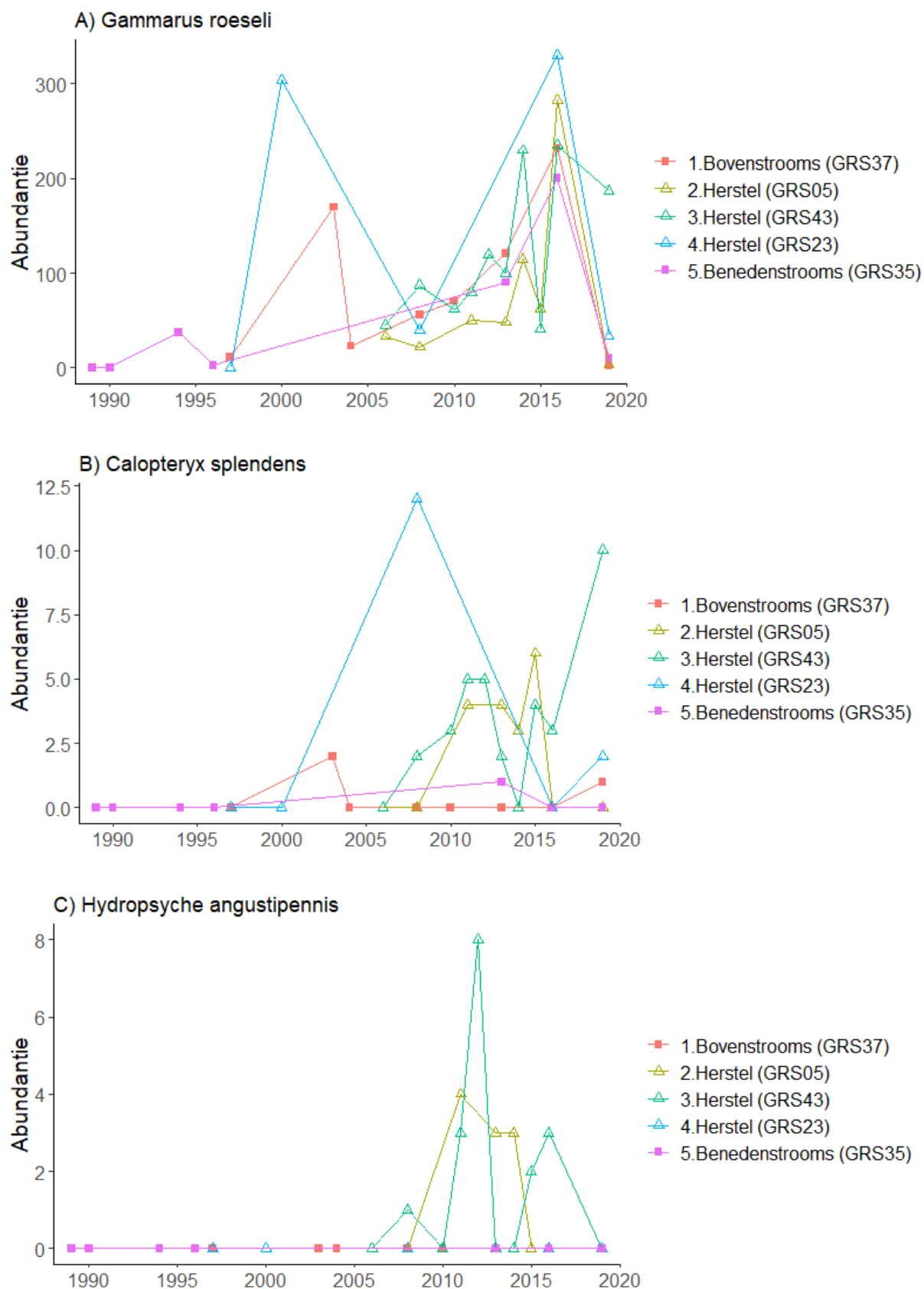
Het eerste cluster wordt zowel met 2019 (Tabel 3) als zonder 2019 (Tabel 4) gekenmerkt door een grotere rijkdom aan taxa met een preferentie voor stilstaand tot zeer langzaam stromend met slib en waterplanten, die veelal negatief scoren op de KRW maatlaten voor watertype R5. Het tweede cluster wordt in beide analyses gekenmerkt door *Gammarus roeseli*. *G. roeseli* is een ietwat zuurstofgevoeligere soort, die bij hogere stroming voor kan komen. Opvallend is dat deze soort in 2019 behalve op meetpunt GRS43 een zeer lage abundantie heeft t.o.v. de jaren daarvoor (Figuur 6A). Het tweede cluster in de analyse zonder 2019 wordt verder gekenmerkt door twee andere soorten, *Calopteryx splendens* en *Hydropsyche angustipennis*, met preferentie voor langzaam tot snelstromend water (Tabel 4). *Calopteryx splendens* is toegenomen in abundantie op het herstelde traject vanaf 2008/2010 (Figuur 6B). Ook *Hydropsyche angustipennis* is vanaf 2008/2010 aanwezig op het herstelde traject, maar alleen op meetpunten GRS05 en GRS43 (Figuur 6C).

Tabel 4: Overzicht van preferentie voor stroming (volgens WEW autecologie), saprobie (volgens German Saprobie Index) en maatlatwaarde (volgens KRW watertype R5) en habitatpreferentie (volgens WEW autecologie) voor de macrofauna indicatorsoorten van de clusters in Tabel 3 met 2019. Alleen indicatorsoorten met $p < 0.01$ zijn weergegeven. n.v.t. betekent dat (op dit taxonomisch niveau) geen informatie beschikbaar is.

Taxonnaam	Cluster		Stroming (WEW)	Saprobie (SIN)	Maatlat- waarde (KRW)	Habitat preferentie					
	Nummer	Indicatie- waarde				slib/ fijne detritus	zand	klei/ leem	Water- planten	grove detritus /hout	grind/ stenen
<i>Stylaria lacustris</i>	1	0.90	<10 cm/s	n.v.t.	Negatief	0.3	0.0	0.0	0.5	0.0	0.2
<i>Cricotopus sylvestris</i> agg.	1	0.78	<10 cm/s	n.v.t.	geen score	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Glyptotendipes</i>	1	0.76	n.v.t.	n.v.t.	Negatief	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Mideopsis</i>	1	0.74	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Ischnura elegans</i>	1	0.66	<10 cm/s	n.v.t.	n.v.t.	0.2	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0
<i>Polypedilum sordens</i>	1	0.66	<10 cm/s	n.v.t.	Negatief	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Arrenurus</i>	1	0.65	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Piona</i>	1	0.64	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	1	0.63	<10 cm/s	3.3	Negatief	0.6	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Ophidonais serpentina</i>	1	0.63	<10 cm/s	n.v.t.	Negatief	0.4	0.0	0.0	0.5	0.0	0.1
<i>Cloeon dipterum</i>	1	0.63	<10 cm/s	2.3	Negatief	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0
<i>Endochironomus tendens</i>	1	0.61	<10 cm/s	n.v.t.	geen score	0.1	0.2	0.1	0.2	0.0	0.4
<i>Plea minutissima</i>	1	0.58	<10 cm/s	n.v.t.	geen score	0.1	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0
<i>Ilyocoris cimicoides</i>	1	0.57	<10 cm/s	n.v.t.	geen score	0.3	0.1	0.1	0.5	0.1	0.0
<i>Bithynia leachi</i>	1	0.54	<10 cm/s	n.v.t.	Negatief	0.5	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0
<i>Bathynomphalus contortus</i>	1	0.51	<10 cm/s	2.2	Negatief	0.0	0.0	0.0	0.9	0.1	0.0
<i>Triaenodes bicolor</i>	1	0.49	<10 cm/s	n.v.t.	geen score	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0
<i>Hygrotus</i>	1	0.47	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Hydrodroma</i>	1	0.44	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Ilyodrilus templetoni</i>	1	0.43	<10 cm/s	n.v.t.	geen score	0.3	0.2	0.2	0.4	0.0	0.0
<i>Laccophilus</i>	1	0.43	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Erpobdella testacea</i>	1	0.41	<10 cm/s	n.v.t.	geen score	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.7
<i>Cyrrnus flavidus</i>	1	0.41	<10 cm/s	n.v.t.	geen score	0.0	0.4	0.0	0.2	0.0	0.4
<i>Noterus crassicornis</i>	1	0.41	<10 cm/s	n.v.t.	geen score	0.8	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0
<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>	1	0.40	<10 cm/s	2.5	geen score	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Neumania</i>	1	0.40	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Hyphydrus ovatus</i>	1	0.31	<10 cm/s	n.v.t.	geen score	0.6	0.0	0.0	0.3	0.1	0.0
<i>Gammarus roeseli</i>	2	0.69	>15 cm/s	2.2	Positief	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0

Tabel 5: Overzicht van preferentie voor stroming (volgens WEW autecologie), saprobie (volgens German Saprobie Index) en maatlatwaarde (volgens KRW watertype R5) en habitatpreferentie (volgens WEW autecologie) voor de macrofauna indicatorsoorten van de clusters in Tabel 3 zonder 2019. Alleen indicatorsoorten met $p < 0.01$ zijn weergegeven. n.v.t. betekent dat (op dit taxonomisch niveau) geen informatie beschikbaar is.

Taxonnaam	Cluster		Stroming (WEW)	Saprobie (SIN)	Maatlat- waarde (KRW)	Habitat preferentie					
	Nummer	Indicatie- waarde				slib/ fijne detritus	zand	klei/ leem	Water- planten	grove detritus /hout	grind/ stenen
<i>Piona</i>	1	0.85	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Helobdella stagnalis</i>	1	0.85	<10 cm/s	2.6	Negatief	0.2	0.1	0.0	0.5	0.0	0.3
<i>Plea minutissima</i>	1	0.78	<10 cm/s	n.v.t.	geen score	0.1	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0
<i>Anisus vortex</i>	1	0.77	<10 cm/s	2.0	Negatief	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0
<i>Bithynia tentaculata</i>	1	0.74	<10 cm/s	2.3	Negatief	0.3	0.0	0.0	0.4	0.0	0.3
<i>Valvata piscinalis</i>	1	0.73	<10 cm/s	2.0	Negatief	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Erpobdella octoculata</i>	1	0.70	<10 cm/s	2.8	Negatief	0.1	0.0	0.0	0.4	0.0	0.6
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	1	0.66	<10 cm/s	3.3	Negatief	0.6	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Gyraulus albus</i>	1	0.59	<10 cm/s	2.0	Negatief	0.1	0.0	0.0	0.8	0.1	0.0
<i>Asellus aquaticus</i>	1	0.58	<10 cm/s	2.8	Negatief	0.2	0.0	0.0	0.4	0.2	0.2
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	1	0.56	<10 cm/s	2.3	Positief	0.4	0.3	0.0	0.2	0.0	0.1
<i>Glyptotendipes</i>	1	0.54	n.v.t.	n.v.t.	Negatief	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Lymnaea stagnalis</i>	1	0.53	<10 cm/s	n.v.t.	Negatief	0.2	0.0	0.0	0.7	0.1	0.0
<i>Endochironomus albipennis</i>	1	0.47	<10 cm/s	n.v.t.	Negatief	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
Stratiomyidae	1	0.46	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Microtendipes chloris</i>	1	0.45	n.v.t.	n.v.t.	geen score	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Noterus clavicornis</i>	1	0.43	<10 cm/s	n.v.t.	geen score	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0
<i>Planorbis carinatus</i>	1	0.41	<10 cm/s	2.0	geen score	0.3	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0
<i>Hydrobius fuscipes</i>	1	0.40	<10 cm/s	n.v.t.	geen score	0.2	0.0	0.0	0.5	0.3	0.0
<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>	1	0.38	<10 cm/s	2.5	geen score	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Molanna angustata</i>	1	0.38	<10 cm/s	n.v.t.	Positief	0.2	0.7	0.0	0.0	0.0	0.1
<i>Bathynomphalus contortus</i>	1	0.38	<10 cm/s	2.2	Negatief	0.0	0.0	0.0	0.9	0.1	0.0
<i>Calopteryx splendens</i>	2	0.72	>15 cm/s	2.2	Positief	0.2	0.2	0.0	0.6	0.0	0.0
<i>Cricotopus bicinctus</i>	2	0.63	n.v.t.	n.v.t.	geen score	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
<i>Gammarus roeseli</i>	2	0.59	>15 cm/s	2.2	Positief	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	2	0.47	10-15cm/s	2.3	Positief	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.8



Figuur 6: Aantal individuen op de meetpunten in de Groenlose Slinge, van A) *Gammarus roeseli*, B) *Calopteryx splendens*, C) *Hydropsyche angustipennis*. Let op y-as verschilt tussen grafieken.

4 Discussie, conclusies en aanbevelingen

Tussen 2006-2008 is een groot deel van de Groenlose Slinge heringericht, waarbij de beek is hermeanderd en waar niet genoeg ruimte was zijn flauwe plas-dras oevers aangelegd. De data laat tussen de periode vóór 1997 en de periode na 2008/2010 een verandering in de macrofaunagemeenschap in het hersteltraject (GRS05, GRS43 en GRS23) en het meetpunt benedenstrooms van het hersteltraject (GRS35) zien. Er zijn in de tussenliggende periode echter slechts beperkt aantal metingen gedaan, waardoor het lastig te duiden is rond welke jaren de verandering precies is opgetreden. De verandering lijkt niet op het meetpunt bovenstrooms van het hersteltraject (GRS37) te hebben plaatsgevonden.

Mogelijke verklaringen voor een verschil in response benedenstrooms (GRS35) en bovenstrooms (GRS37) van het hersteltraject zijn dat de maatregelen ook benedenstrooms effect hebben gehad of dat er drift vanuit de bovenstroomse herstelde trajecten plaatsvindt. Een alternatieve verklaring is dat het bovenstroomse meetpunt (GRS37) ook ligt op een traject dat een parallelle nevengeul heeft. Deze nevengeul is aangelegd om een aantal stuwen vispasseerbaar te maken en ontvangt daarom bij lagere afvoeren alle water. Alle andere geanalyseerde punten liggen benedenstrooms van de uitmonding nevengeul. Hier gaat dus alle afvoer door de beek zelf. Bij lagere afvoeren heeft GRS37 dus minder doorstroming dan de andere punten.

De bemonsterde macrofaunagemeenschap in 2019 was op alle meetpunten zeer afwijkend. In 2019 waren de macrofauna aantallen drie tot zes keer hoger dan in 2016 en ook het aantal taxa was iets hoger ten op zichte van 2016. Een mogelijke verklaring voor de verandering in 2019 is dat de overstap is gemaakt naar het waterlaboratorium Aqualysis wat methodische verschillen heeft geïntroduceerd. Het aandeel dat voor de verschillende substraten representatief wordt geacht, kan bijvoorbeeld verschillen tussen monsternemers. Voor de interpretaties is het monsterpunt uit 2019 daarom niet meegenomen.

De taxa indicatief voor de periode vóór 1997 hadden veelal een preferentie voor stilstaand tot zeer langzaam stromend met slib en waterplanten. *Gammarus roeseli* lijkt abundanter vanaf 1997. *G. roeseli* is een ietwat zuurstofgevoeligere soort, die bij hogere stroming voor kan komen. De analyse laat verder zien dat de soorten, *Calopteryx splendens* en *Hydropsyche angustipennis*, vanaf 2008/2010 zijn toegenomen op het herstelde traject, met name op meetpunt GRS05 en GRS43 en een preferentie hebben voor langzaam tot snelstromend water. Dit duidt erop dat de stroming in het herstelde traject mogelijk iets is toegenomen. De beek is echter nog onvoldoende geschikt voor de typische soorten van laaglandbeekmilieu's.

Het wordt aanbevolen om hydromorfologische processen en habitatheterogeniteit in de beek verder te verbeteren door middel van:

- Het bovenstrooms langer water conserveren, vasthouden en bergen en vertraagd laten afvoeren.
- Het (verder) verkleinen van het zomerbed om de stroming bij lage afvoeren te waarborgen door bijvoorbeeld:
 - Het verder (laten) verondiepen van de stroomgeul, bijvoorbeeld met lage bodemdrempels en verzanding.
 - Het aanbrengen van beddingreliëf en structuren, zoals het inbrengen van dood hout.
 - Het achterwege laten van maaibeheer of overgaan tot een sequentie van 2-3 jaar alternerend pluksgewijs maaien.
- Het (verder) aanleggen van beekbegeleidende houtige vegetatie langs de watergang waardoor een deel beschaduwd wordt en de natuurlijke processen van inbreng en afbraak van organisch materiaal worden versterkt. Op langere termijn zal de beekbegeleidende houtige vegetatie zorgen voor beschaduwing waardoor minder maaibeheer nodig is en er meer habitatstructuren ontstaan.

5 Literatuur

- Altenburg, W., Arts, G., Baretta-Bekker, J. G., van den Berg, M. S., van den Broek Broek, T., Buskens, R., ... & Evers, C. H. M. (2018). *Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2021-2027*. STOWA.
- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*, 67(3), 345-366.
- Friedrich, G., & Herbst, V. (2004). Eine erneute Revision des Saprobiensystems-weshalb und wozu?. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 32(1), 61-74.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson G. L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Szoecs, E., & Wagner, H. (2019). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Van den Brink, P. J., & Braak, C. J. T. (1999). Principal response curves: Analysis of time-dependent multivariate responses of biological community to stress. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 18(2), 138-148.
- Verberk, W. C. E. P., Verdonschot, P. F. M., Haaren, T. V., & Maanen, B. V. (2012). Milieu-en habitatpreferenties van Nederlandse zoetwater-macrofauna. STOWA.