



Het effect van piekafvoeren op de levensgemeenschap in beekbovenlopen

I. Resultaten van twee veldexperimenten in een natuurlijke beek

Alterra-rapport 2001
ISSN 1566-7197

Piet F.M. Verdonschot, Anna Besse-Lototskaya & Martin W. van den Hoorn

Het effect van piekafvoeren op de
levensgemeenschap in beekbovenlopen

Dit onderzoek is uitgevoerd binnen het kader van het ministerie van LNV, uitgevoerd in het cluster Ecologische
Hoofdstructuur, thema Ecologische doelen en maatlatten waterbeheer.
Projectcode [BO-02-007]

Het effect van piekafvoeren op de levensgemeenschap in beekbovenlopen

I. Resultaten van twee veldexperimenten in een natuurlijke beek

Piet F.M. Verdonschot, Anna Besse-Lototskaya & Martin W. van den Hoorn

Alterra-rapport 2001

Alterra Wageningen UR
Wageningen, 2010

Referaat

Verdonschot P.F.M., Besse-Lototskaya A. & van den Hoorn M.W., 2010. *Het effect van piekafvoeren op de levensgemeenschap in beekbovenlopen. I. Resultaten van twee veldexperimenten in een natuurlijke beek*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2001. 66 blz.; 20 fig.; 19 tab.; 24 ref.

Wanneer in het kader van de KRW afvoer regulerende maatregelen genomen gaan worden terwijl tegelijkertijd door de klimaatveranderingen de afvoerdynamiek zal toenemen kunnen beide strijdig zijn of zal de klimaatverandering de maatregel teniet kunnen doen. Het doel van dit onderzoek is het verkrijgen van inzicht in de effecten van verschillende frequenties van extreme piekafvoeren op de biodiversiteit in beken. In deze studie zijn twee veldexperimenten uitgevoerd in de natuurlijke bovenloop van de Springendalse beek. Door in de lengterichting van de beek een damwand te plaatsen en het water van de beek geleidelijk door het smalle deel te laten lopen zijn piekafvoeren gesimuleerd. In het eerste experiment is een 1-piek simulatie uitgevoerd en in het tweede zijn 5 pieken gesimuleerd. De onderzochte natuurlijke beekbovenloop blijkt bij een eenmalige en bij een vijfvoudige verstoring door piekafvoer(en) met een omvang van overschrijdingsklasse vier maal de mediane afvoer, geen effecten op de diatomeeënsamenstelling en -aantallen te vertonen. Ook de macrofaunasamenstelling verandert niet, er is hooguit een kortstondig op de aantallen, mogelijk gedreven door het uitspoelen van voedsel. Dit betekent dat meerdere piekafvoeren tot het viervoudige van de mediane afvoer binnen een korte tijd in natuurlijke beken acceptabel zijn.

Trefwoorden: klimaatverandering, beek, piekafvoer, macrofauna, diatomeeën.

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van www.alterra.wur.nl (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra Wageningen UR verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op www.boomblad.nl/rapportenservice.

© 2010 Alterra Wageningen UR, Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland
Telefoon 0317 48 07 00; fax 0317 41 90 00; e-mail info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra Wageningen UR.

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

Alterra-rapport 2001

Wageningen, februari 2010

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Achtergrond	11
1.2 Doelstelling	12
1.3 Leeswijzer	12
2 Materiaal en methoden	13
2.1 Gebiedsbeschrijving Springendal	13
2.2 Piek simulatie	13
2.3 Biologische monitoring	18
2.4 Gegevensverwerking	21
2.4.1 Afvoer, stroomsnelheid en substraat	21
2.4.2 Voorbewerkingen	21
2.4.3 Aantallen taxa en individuen	22
2.4.4 Multivariate analyse	22
3 Resultaten	27
3.1 1-piek experiment	27
3.2 5-pieken experiment	42
4 Discussie, conclusies en aanbevelingen	53
4.1 Experimentele piek simulatie	53
4.2 Effecten op macrofauna en diatomeeën	53
4.3 Conclusies	55
Literatuur	57
Bijlage 1. Overzicht van aangetroffen macrofauna in beide piek simulatie experimenten	59
Bijlage 2. Overzicht van aangetroffen diatomeeën	61
Bijlage 3. Afvoerpieken (OV4) Springendalse beek, locatie “Blauwe Weg”	63
Bijlage 4. Karakteristieken OV4 afvoerpieken Blauwe weg	65

Woord vooraf

Het klimaat verandert snel, wat zich onder andere uit in een verandering in neerslagpatroon. De verwachting is dat er door de klimaatverandering een toename in neerslagextremen zal plaatsvinden, met perioden van hevige regenval in de winter en langere perioden van droogte in de zomer. Daarnaast treden tijdens droge perioden in de zomer hevige zomerbuien op die tot extra hoge zomerpiekafvoeren in beken zullen leiden. Al deze neerslagextremen leiden tot een toename in de omvang en in de frequentie van piekafvoeren. Dit leidt tot een verhoging van de afvoerdynamiek in beken en beekdalen wat grote effecten kan hebben op de aanwezige levensgemeenschappen. Natuurlijke ecosystemen, die al negatief beïnvloed worden door veranderd landgebruik, hydromorfologische aantasting en vervuiling komen door klimaatverandering nog meer onder druk te staan.

In deze studie is het effect van piekafvoeren op de macrofauna en diatomeeën in een natuurlijke beekbovenloop experimenteel onderzocht.

Het onderzoek is uitgevoerd in opdracht van het ministerie van LNV, cluster Ecologische Hoofdstructuur, thema Ecologische doelen en maatlatten waterbeheer (BO-02-007-008), het strategisch LNV-programma Kennisbasis Onderzoek thema 1 "Duurzame ontwikkeling van de groenblauwe ruimte in een veranderende wereld" (KB01-002-002) en het Europees onderzoeksproject EUROLIMPACS (KP6 contractnummer GOCE-CT-2003-505540).

We danken Rink Wiggers, Dorine Dekkers en Jos Sinkeldam voor het verrichten van determinaties. Roelant Snoek bedanken we voor het uitvoeren van een aantal statistische toetsen. Tot slot wordt Hanneke Keizer-Vlek bedankt voor het doorlezen van het conceptrapport en het aangeven van waardevolle verbeteringen.

Samenvatting

De verwachting is dat klimaatveranderingen het effect van de maatregelen die genomen gaan worden in het kader van de implementatie van de KRW, negatief zouden kunnen beïnvloeden. Wanneer in het kader van de KRW afvoer regulerende maatregelen genomen gaan worden terwijl tegelijkertijd door de klimaatveranderingen de afvoerdynamiek zal toenemen kunnen beide strijdig zijn of zal de klimaatverandering de maatregel teniet kunnen doen. Tot op heden zijn dergelijke effecten op langere termijn kwalitatief geduid maar heeft nog geen daadwerkelijke gekwantificeerde analyse plaatsgevonden.

Het doel van dit onderzoek is het verkrijgen van inzicht in de effecten van verschillende frequenties van extreme piekafvoeren op de gemeenschap en de biodiversiteit in beken. Hiertoe is de onderzoeksvraag “Welke effecten op de soortensamenstelling en het functioneren van bekecosystemen in termen van macrofauna en diatomeeën zijn te verwachten na een enkele en na een reeks van vijf extreme piekafvoer(en) in een natuurlijke beekbovenloop?”.

Om deze vraag te beantwoorden zijn twee veldexperimenten uitgevoerd in de natuurlijke bovenloop van de Springendalse beek. Door in de lengterichting van de beek een damwand te plaatsen en het water van de beek geleidelijk door het smalle deel te laten lopen is in dat beekdeel een piekafvoer gesimuleerd. Bij de piekafvoer simulaties is gekozen voor een piekafvoer uit overschrijdingsklasse vier maal de mediane afvoer met andere woorden een viervoudige afvoer. De piek simulatie besloeg steeds circa 6 uur. In het eerste experiment is één piek gesimuleerd terwijl in het tweede experiment vijf pieken binnen een periode van zeven dagen zijn gesimuleerd. Als responsvariabelen zijn soortensamenstelling en aantallen van macrofauna en diatomeeën gebruikt (de laatste groep alleen bij de één piek simulatie).

De onderzochte natuurlijke beekbovenloop blijkt bij een eenmalige en bij een viervoudige verstoring door piekafvoer(en) met een omvang van overschrijdingsklasse vier maal de mediane afvoer, geen effecten op de macrofaunasamenstelling te vertonen. De aantallen individuen veranderen bij een viervoudige piek kortstondig, mogelijk gedreven door het uitspoelen van voedsel. De diatomeeënsamenstelling en aantallen veranderen niet. Dit betekent dat meerdere piekafvoeren tot het viervoudige van de mediane afvoer voor natuurlijke beken nog acceptabel zijn.

KRW maatregelen die moeten leiden tot waterretentie/-berging zouden zodanig uitgevoerd moeten worden dat, onder de klimatologische omstandigheden die voorspeld worden voor 2050, piekafvoeren tot maximaal ongeveer viermaal de mediane afvoer reiken. Echter aanvullend onderzoek is nodig om de werkelijke drempelwaarde te bepalen.

Daarnaast is het van belang bij de implementatie van de KRW maatregelen te zorgen dat beken kunnen gaan inunderen en wel op een zodanige wijze dat in de beekbedding afvoeren, die reiken tot maximaal 4 maal de mediane afvoer (lees stroomsnelheden van circa 2.5 maal de stroomsnelheid die optreedt onder de mediane afvoer).

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Er zijn steeds meer aanwijzingen dat ons klimaat aan het veranderen is. Volgens het 'General Circulation Model (GCM)' is de omvang van de klimaatverandering voor Europa groot en zal significante gevolgen hebben voor bereikbaarheid van de regionale, nationale en internationale doelen die gesteld worden voor zoete wateren (IPCC 2007). Dit betreft belangen voor water, milieu en natuur en raken daarmee alle betrokken partijen (consument, beleid en beheer). De implementatie van de KRW (Kader Richtlijn Water) (European Commission 2000), het bereiken van de Natura 2000 doelen (European Commission 1979, 1992), de realisatie van de EHS (Ecologische Hoofdstructuur) (LNV 2000, Bal et al. 2001), milieudoelen zoals neergelegd in het Kyoto Protocol en conventies (Ramsar Conventie, Convention on Biological Diversity (CBD 1992), en Convention on Sustainable Development (CSD: Malahide 2004)) zijn direct gerelateerd aan klimaatverandering. Daarnaast wordt het behoud van biodiversiteit, de bestrijding van waterverontreiniging, het verbeteren van de waterhuishouding en de effecten van 'global change' direct door klimaatverandering beïnvloed (MNP 2005). De verwachting is dat de maatregelen, die in de toekomst genomen worden in het kader van de implementatie van de KRW, negatief beïnvloed zullen worden door de klimaatverandering. Wanneer afvoerregulerende maatregelen genomen worden terwijl tegelijkertijd door klimaatveranderingen de afvoerdynamiek zal toenemen zal de laatste strijdig zijn met de eerste en kan de klimaatverandering de effecten van de maatregel zelfs geheel teniet doen. Tot op heden zijn dergelijke effecten op langere termijn kwalitatief geduid, maar heeft nog geen daadwerkelijk gekwantificeerde analyse plaatsgevonden. Ook is weinig bekend over de invloed van een, onder de invloed van het klimaat, veranderende natuur op de uitwerking van KRW maatregelen. Toekomstige klimaatveranderingen kunnen ook invloed hebben op de betrouwbaarheid van de KRW maatlaten en daarmee op de betrouwbaarheid van het meetinstrumentarium behorende bij de KRW. De juistheid van de keuze en evaluatie van genomen maatregelen komt hiermee in het geding.

In 2006 is, met behulp van een literatuurstudie, voor beken en beekdalen een samenvatting gemaakt van de kennis van doorwerking van klimaatverandering op de KRW maatlaten en maatregelen (Besse-Lototskaya et al. 2007). In de genoemde studie zijn de te verwachten veranderingen vertaald naar concrete abiotische processen en veranderingen. Vervolgens is gekeken naar de effecten op beek- en beekdalecosystemen en naar de mogelijke effecten op KRW maatlaten en op het kader van de KRW te nemen maatregelen.

In het rapport zijn de effecten op de langere termijn slechts kwalitatief geduid en heeft nog geen analyse plaatsgevonden om de effecten te kwantificeren. Ook blijkt weinig bekend over de implicaties van een onder invloed van het klimaat veranderende natuur voor de gestelde KRW en Natura 2000 doelen.

Wat de precieze effecten zijn van een onder invloed van het klimaat veranderde hydrologie (de factor die direct door een veranderend neerslagpatroon wordt aangestuurd) op een beeklevensgemeenschap is onbekend. Om hier meer inzicht in te krijgen zijn er in de Springendalse beek (Twente) experimenten uitgevoerd waarbij piekafvoeren zijn nagebootst en de effecten op de macrofauna- en diatomeeën zijn gevolgd. Er is voor deze locatie gekozen omdat al veel achtergrondgegevens aanwezig waren (gegevens van afvoer, ecologische waterkwaliteit, samenstelling van macrofauna- en diatomeeëngemeenschappen). Van de verschillende hydrologische variabelen is gekozen het onderzoek te richten op piekafvoeren. Er wordt verwacht dat in de toekomst de frequentie van pieken van extreme neerslag grote effecten zullen hebben op de macrofauna- en diatomeeëngemeenschappen in natuurlijke beeksystemen. Deze extreme piekafvoeren zullen hoogstwaarschijnlijk leiden tot een afname van de abundantie van verschillende soorten en het verdwijnen van soorten.

1.2 Doelstelling

Het doel van dit onderzoek is: "Het verkrijgen van inzicht in de effecten van verschillende frequenties van extreme piekafvoeren op de levensgemeenschap in een natuurlijke beek".

Hieruit volgen de onderzoeksvragen:

- Welke effecten op de soortensamenstelling en het functioneren van beekecosystemen in termen van macrofauna en diatomeeën zijn te verwachten na een enkele extreme piekafvoer in een natuurlijke beekbovenloop?
- Welke effecten op de soortensamenstelling en het functioneren van beekecosystemen in termen van macrofauna en diatomeeën zijn te verwachten na vijf achtereenvolgende extreme piekafvoeren binnen een korte periode in een natuurlijke beekbovenloop?
- Heeft de frequentie van piekafvoeren op korte en lange termijn gevolgen voor de beeklevensgemeenschap?

1.3 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 is de locatiekeuze, de opzet van de experimenten en de werkwijze van de veldbemonsteringen beschreven en zijn de data-analyse methoden toegelicht. In hoofdstuk 3 zijn de resultaten van het 1-piek experiment voor macrofauna en diatomeeën beschreven en van het 5-pieken experiment voor macrofauna beschreven. In hoofdstuk 4 zijn alle resultaten van de piek experimenten vergeleken en worden conclusies en aanbevelingen gegeven.

2 Materiaal en methoden

2.1 Gebiedsbeschrijving Springendal

Het stroomgebied van de Springendalse beek omvat ongeveer 485 ha. Het grootste gedeelte (346 ha) van het stroomgebied behoort tot het natuurreservaat “Het Springendal” (Figuur 1), dat door Staatsbosbeheer beheerd wordt. De Springendalse beek ontspringt op de oostflank van het stuwwallencomplex nabij Ootmarsum in Noordoost Twente. De beek is circa 5.5 km lang en heeft over die afstand een verval van 40 m (Van der Aa et al. 1999). Daar waar het grondwater op de stuwwal dagzoomt zijn bronnen ontstaan die de beek voeden. Het uitstromende water concentreert zich in twee smalle takken, de Noordtak en de Zuidtak, die na circa 600 meter vanaf de bronnen samenvloeien. De Noordtak wordt gevoed door een natuurlijk broncomplex. De Zuidtak ontspringt uit een drietal broncomplexen en ontvangt daarnaast water uit het afwateringssysteem van een landbouwgebied. Na de samenvloeiing van beide takken wordt de beek nog gevoed door enkele bronvijvers en beekbegeleidende helocrene bronnen waarna de beek uiteindelijk uitmondt in de watergang Hollander Graven. De bronnen ontvangen hun water vanuit een hoger gelegen infiltratiegebied. Voor de Noordtak is dit gebied ongeveer 63 ha groot en voor de Zuidtak ongeveer 48 ha (Van der Aa et al. 1999). In het zuidelijke infiltratiegebied functioneert de goed doorlatende zandlaag als een neerslagreservoir dat afwatert over de slecht doorlatende klei- en keilemlagen. Door de heterogene verdeling van de kleilagen is de bodemopbouw in zijn geheel slecht doorlatend, waardoor het grondwater vrij langzaam stroomt en de grondwaterspiegel relatief ondiep is. De goed doorlatende zandgronden in het noordelijke infiltratiegebied zorgen voor een meer constante infiltratie naar het grondwater en een regelmatigere toevoer van grondwater naar de bronnen. De Noordtak is een beektraject met een min of meer ongestoorde hydrologie.

Figuur 1.

De Springendalse beek (1 = locatie piek experiment Noordtak, 2 = afvoermeetlocatie “Blauwe weg”).



2.2 Piek simulatie

Er zijn twee experimenten uitgevoerd. Tijdens het eerste experiment, dat in het voorjaar van 2007 is uitgevoerd, is één piekafvoer gesimuleerd (1-piek experiment) en is het effect op de macrofauna en diatomeeën onderzocht. In het voorjaar van 2008 is het tweede experiment uitgevoerd, waarbij over een periode van zeven dagen vijf piekafvoeren zijn nagebootst (5-pieken experiment). Bij het tweede experiment is

er alleen onderzoek gedaan naar de effecten op de macrofauna. De piek experimenten zijn uitgevoerd in de Noordtak van de Springendalse beek bij Ootmarsum (Figuur 1).

Sinds januari 2005 is op meerdere locaties in de Springendalse beek de afvoer continu (tijdsinterval 15 minuten) gemeten. Om inzicht te krijgen in de frequentie en intensiteit van afvoerpieken in het Springendalse bekenstelsel is een analyse van het afvoerpatroon over een periode van twee jaar (6-1-2005 tot 18-12-2006) uitgevoerd van de afvoermeetlocatie "Blauwe weg" (Figuur 1). "Blauwe weg" is een meetlocatie die piekafvoeren als gevolg van een bovenstrooms gelegen landbouwgebied registreert; m.a.w. een verstoorde natuurlijke beek. De mediane afvoer over de genoemde periode is als referentie gekozen. Deze bedraagt 35 l/s. Alle meetwaarden boven de mediane afvoer zijn ingedeeld in tien overschrijdingsklassen (Tabel 1). Een afvoer valt in een bepaalde overschrijdingsklasse wanneer zijn afvoer groter of gelijk is aan de in Tabel 1 genoemde factor maal de mediane afvoer.

Tabel 1.

Overzicht van overschrijdingsfactoren.

Overschrijdingsklasse	Factor
OV0	1
OV1	1.41
OV2	2
OV3	2.83
OV4	4
OV5	5.66
OV6	8
OV7	11.31
OV8	16
OV9	22.63

Tabel 2 geeft een overzicht van het aantal afvoeroverschrijdingen die in de meetperiode 2005-2006 zijn opgetreden. Alle afvoermetingen in overschrijdingsklasse OV2 of hoger worden beschouwd als afvoeren die bijdragen aan een afvoerpiek. Een afvoerpiek is vervolgens gedefinieerd als een ononderbroken reeks van afvoeroverschrijdingen > OV1.

Tabel 2.

Afvoerpieken in de periode 6-1-2005 tot 18-12-2008 in de Springendalse beek locatie "Blauwe weg" (meetfrequentie 15 minuten).

Aantal overschrijdingen per overschrijdingsklasse								
pieknummer	datum	OV1	OV2	OV3	OV4	OV5	OV6	Q max (l/s)
1	10-2-2005	44	12					75.5
2	12-2-2005	148	115	18	10			168.3
3	8-3-2005	52	12					76.8
4	3-5-2005	32	13	4				112.2
5	4-5-2005	38	4					71.7
6	7-5-2005	65	20	15	1			141.5
7	3-6-2005	12	9	2				102.9
8	5-6-2005	41	8	6	2			141.3
9	30-6-2005	33	3	1	5	4	5	361.8
10	30-7-2005	87	10	10				106.0
11	8-2-2006	28	10	7				116.2
12	10-3-2006	77	161	6				103.7
13	26-3-2006	46	12					80.8
14	30-3-2006	57	12					88.3
15	16-4-2006	40	27					97.7
16	8-12-2006	197	13					74.2

Aan de hand van deze analyse is een afvoerpiek gekozen die (i) hoog is, (ii) laag frequent maar herhaald optreedt en (iii) in het veld binnen één dag gesimuleerd kan worden. De overschrijding van zes maal de mediane afvoer trad slechts eenmaal op in twee jaar, namelijk tijdens een hevige zomerbui in juni 2005. Er traden vier pieken in de overschrijdingsklasse OV4 op, alle in 2005. Er wordt aangenomen dat deze pieken een gevolg zijn geweest van de neerslag op het landbouwgebied bovenstrooms van de Zuidtak en daarmee hydrologisch verstoring weergeven.

Om in het experimentele beektraject (de natuurlijke Noordtak van de Springendalse beek) een intensiteit van de gesimuleerde piek te bereiken die voldoet aan de drie genoemde criteria en hydrologische verstoring weergeeft, is de OV4 uit de matig verstoorde locatie 'Blauwe weg' als te simuleren afvoer gekozen. Het verloop van de OV4 pieken is weergegeven in bijlage 3 en 4. Om de piek binnen één dag te simuleren is het relatief snelle verloop van piek 8 (Bijlage 3) als model gekozen.

Om de afvoer te vereenvoudigen is het nodig om gedurende een piek simulatie al het beekwater door één vierde van de beekbreedte te leiden. De mediane afvoer van de Noordtak bedraagt circa 5 l/s, hierop is het te simuleren afvoerpatroon van piek 8 aangepast (Tabel 3).

Tabel 3.

Het tijd- en afvoerschema voor de piek simulatie gebaseerd op de mediane afvoer van 35 l/s op locatie 'Blauwe weg' (Bijlage 3; piek 8) en afgeleid voor de Noordtak met een mediane afvoer van 5 l/s. Voor nadere verklaring zie tekst.

Tijdstip	Afvoer piek 8 (l/s)	Afvoer piek simulatie (l/s)	Overschrijdings-klasse	Opmerking
00:00	47	1.3	OV0	afvoer bij start 1-piek experiment
00:15	50	1.7	OV1	tussenstap (gem. t = 0:00 en 0:30)
00:30	64	2.3	OV1	start simulatie piek 8
00:45	78	2.7	OV2	ophoging met gem. stijging OV2 piek 8
01:00	99	3.1	OV3	ophoging met gem. stijging OV3 piek 8
01:15	108	3.6	OV3	ophoging met gem. stijging OV3 piek 8
01:30	120	4.1	OV3	ophoging met gem. stijging OV3 piek 8
01:45	129	4.6	OV3	ophoging met gem. stijging OV3 piek 8
02:00	141	5.0	OV4	ophoging met gem. stijging OV3 piek 8
02:15	141	5.0	OV4	top piekafvoer (OV4) handhaven
02:30	117	4.1	OV3	verlaging met gem. daling OV4 piek 8
02:45	105	3.9	OV3	verlaging met gem. daling OV3 piek 8
03:00	98	3.4	OV3	verlaging met gem. daling OV3 piek 8
03:15	92	3.3	OV2	verlaging met max. daling OV2 piek 8
03:30	86	3.0	OV2	verlaging met max. daling OV2 piek 8
03:45	81	2.9	OV2	verlaging met max. daling OV2 piek 8
04:00	76	2.6	OV2	verlaging met max. daling OV2 piek 8
04:15	73	2.4	OV1	verlaging met max. daling OV2 piek 8
04:30	70	2.1	OV1	verlaging met max. daling OV2 piek 8
04:45	68	1.7	OV0	tussenstap (gem. t = 4:30 en 5:00)
05:00	65	1.3	OV0	afvoer start moment

Om de experimentele inrichting van het experiment te testen is in de Heelsumse beek een damwand van 6 m lengte in het midden in de lengterichting van de beek geplaatst. Deze damwand bestaat uit Trespa platen (63x303 cm) die op de verbindingen zijn uitgefreesd en met vleugelmoeren aan elkaar gemonteerd. Een tochtstrip tussen verbinding voorkomt het lekken van water van de ene helft van de beek naar de andere. De Heelsumse beek heeft een breedte van ongeveer 2 m. Doordat de damwand in het midden van de beek staat, is de verwachting dat een verdubbeling van de afvoer in één beekhelft zou optreden bij het afsluiten van de andere beekhelft. Dit bleek succesvol en hierbij ontstond een verschil in het waterniveau van circa 3 cm tussen beide delen van de beek.

Vooraf aan het 1-piek experiment in de Noordtak van de Springendalse beek (Figuur 2) is het experimentele beektraject ingemeten. Het experimentele beektraject is gemiddeld 1.75 m (0.8-2.4 m) breed en gemiddeld 11 cm diep (5-17 cm). Het bodemsubstraat bestaat uit pakketten grof en fijn organisch materiaal en vegetatie (*Berula erecta*) met in de stroomdraad een strook zand. Bovenstrooms van het experimentele beektraject (in het vervolg verstoringstraject genaamd) is een vergelijkbaar beektraject als controle geselecteerd (in het vervolg controle-traject genaamd).

Figuur 2.

Het experimentele beektraject in de Noordtak voor de plaatsing van de dam (foto: M.W. van den Hoorn).



De damwand (Figuur 3) is in het 1-piek experiment 24 m lang en in het 5-piek experiment 54 m. De damwand is zodanig geplaatst dat 80% van de beekbreedte aan één zijde en 20% aan de andere zijde is gelegen. Bovenstrooms van de damwand, in het 80% beekdeel, is een zogenaamde 'balken'-stuw (125 x 60 cm) geplaatst. Door stapsgewijs 'balken' te plaatsen in de uitsparing in de stuw is geleidelijk al het water door het versmalde beekdeel (het 20% beekdeel) geleid (opbouw verloop simulatie van piek; Tabel 3). Aan het einde van het versmalde deel is gedurende de simulaties een Rehbockoverlaat geplaatst (STOWA, 1994) waarmee de werkelijke afvoer tijdens de simulatie is gemeten. Alle volgende pieken zijn op dezelfde wijze gesimuleerd.

Figuur 3.

Het verstoringstraject tijdens de simulatie van een piekafvoer. Aan de linkerkzijde is de afvoer sterk verhoogd. Aan het begin van de damwand is rechtsboven de 'balken'-stuw zichtbaar (foto: M.W. van den Hoorn).



2.3 Biologische monitoring

Tijdens de 1-piek simulatie is de afvoer iedere 7 á 8 minuten afgelezen en bij de 5-piek simulatie is de afvoer met een automatische waterhoogtemeter iedere minuut geregistreerd. Bij alle afvoerpieken is om de 7 á 8 minuten de stroomsnelheid op een vaste locatie in triplo gemeten.

Tabel 4.

Overzicht van de datums van piek simulatie en biologische bemonstering (*M* = macrofaunamonster, *D* = diatomeeënmonster, *S* = verstoringstraject, *C* = controle-traject, * = alleen bemonsterd voor de piek simulatie).

Datum	Pieknr.	Monstercode	Toelichting	Verstorings-traject	Controle-traject
1-piek simulatie					
12/03/2007	1	C-1, S-1	-1 = direct voor piek simulatie	M/D	M*/D*
		S0, C0=C-1	0 = is direct na piek simulatie	M/D	M*/D*
13/03/2007		S1	1 dag na piek simulatie	M/D	
14/03/2007		S2	2 dagen na piek simulatie	M/D	
16/03/2007		S4	4 dagen na piek simulatie	M	
19/03/2007		C7, S7	7 dagen na piek simulatie	M/D	M/D
22/03/2007		S10	10 dagen na piek simulatie	M	
26/03/2007		C14, S14	14 dagen na piek simulatie	M/D	M/D
5-pieken simulatie					
28/01/2008		C-28, S-28	28 dagen voor piek simulatie	M	M
19/02/2008		C-7, S-7	7 dagen voor piek simulatie	M	M
25/02/2008		C-1, S-1	1 dag voor piek simulatie	M	M
26/02/2008	1			M	M
28/02/2008	2			M	M
29/02/2008	3			M	M
03/03/2008	4			M	M
04/03/2008	5			M	M
05/03/2008		S1	1 dag na piek simulatie	M	
11/03/2008		C7, S7	7 dagen na piek simulatie	M	M
18/03/2008		C14, S14	14 dagen na piek simulatie	M	M
01/04/2008		C28, S28	28 dagen na piek simulatie	M	M
28/04/2008		C56, S56	56 dagen na piek simulatie	M	M

Voor en na de piek(en) simulatie(s) zijn in het verstoringstraject en het controle-traject bemonsteringen uitgevoerd (Tabel 4).

Bemonstering macrofauna 1-piek experiment

De macrofaunamonsters van het 1-piek experiment zijn genomen met behulp van een micro-macrofauna shovel (10 x 15 cm, maaswijdte 0.5 mm). Voorafgaand aan de piek simulatie zijn geen bemonsteringen uitgevoerd. Op de dag van de piek simulatie zijn twee bemonsteringen in het verstoringstraject en één in het controle-traject uitgevoerd. Daarna is nog 6 maal bemonsterd op 1, 2, 4, 7, 10 en 14 dag(en) na de piek simulatie in het verstoringstraject en op 7 en 14 dagen na de piek simulatie in het controle-traject. Bij iedere bemonstering zijn 5 herhalingsmonsters genomen. Hiertoe zijn de beide beektrajecten, controle- en verstoringstraject, verdeeld in ieder 5 vakken van 4.8 m lengte, met in ieder vak 8 deelvakken van 0.6 m lengte. Per vak is uit één van de 8 deelvakken random een herhalingsmonster genomen.

Bemonstering macrofauna 5-pieken experiment

Voor het 5-pieken experiment is de bemonstering gewijzigd en uitgebreid. De macrofaunamonsters zijn genomen met behulp van een Surbersampler (13 x 14 cm, maaswijdte 200 µm). Ieder macrofaunamonster bestaat uit twee Surbermonsters. Vooraf aan de simulatie van de pieken is op drie tijdstippen bemonsterd (28, 7 en 1 dag(en) voor de eerste piek simulatie). Na de reeks van vijf piek simulaties is er op 5 tijdstippen bemonsterd (1, 7, 14, 28 en 56 dag(en) na de laatste piek simulatie). Met uitzondering van de bemonstering op de dag na de laatste piek simulatie is er op alle data zowel in het verstoringstraject als in het controle-

traject bemonsterd. Beide trajecten zijn verdeeld in vakken van 5 m. Iedere vak is weer onderverdeeld in 10 deelvakken van ieder 1 m. Bij de bemonstering zijn steeds 3 monsters uit ieder vak genomen, in totaal per monsterdag 15 monsters. Het exacte deelvak is vooraf geloot zonder teruglegging, zodat ieder deelvak uiteindelijk maar eenmaal is bemonsterd.

Bij ieder monster is het bedekkingspercentage van de substraten aanwezig in het bemonsterde oppervlak en van het gehele deelvak geschat. Tevens is op drie posities (links, in het midden en rechts) in het bemonsterde deelvak de stroomsnelheid en de waterhoogte gemeten.

Verwerking macrofaunamonsters

Het bemonsterde materiaal is in de dagen na de bemonstering in het laboratorium over twee zeven, met een maaswijdte van respectievelijk 1 en 0.25 mm, gespoeld. Vervolgens is de macrofauna met het blote oog uitgezocht en geconserveerd in ethanol (70%), Koenike vloeistof (Hydracarina) of formaline (4%) (Oligochaeta). De macrofauna is voor het 1-piek experiment waar mogelijk tot op soortniveau gedetermineerd. Voor het 5-pieken experiment is voor sommige taxa slechts tot genus of tot op familieniveau gedetermineerd. Een deel van de monsters uit 2008 kon niet op tijd worden uitgezocht en is daarom tijdelijk geconserveerd in 7% formaline en op een later tijdstip verwerkt.

Bemonstering diatomeeën 1-piek experiment

Omdat de samenstelling van een diatomeeëngemeenschap sterk kan afhangen van het bemonsterde substraat is gebruik gemaakt van kunstmatig substraat. In het verstoringstraject en het controle-traject zijn ieder zes uitgerafelde touwtjes van polypropyleen geplaatst (Figuur 4). In het verstoringstraject zijn de touwtjes verdeeld over drie vakken en in het controle-traject over één vak in verband met lokale omstandigheden. Bij de bemonsteringen is van alle drie de vakken in het verstoringstraject één van de twee touwtjes bemonsterd door hier vijf cm vanaf te knippen. Bij de bemonstering van het controle-traject zijn steeds drie touwtjes geknipt. Op 19-03-2007 is ter vergelijking een diatomeeëmonster genomen van de in de beek aanwezige vegetatie (*Berula erecta*).

Verwerking diatomeeënmonsters

In het laboratorium is het bemonsterde materiaal geoxideerd met waterstofperoxide (35%). Van het geoxideerde materiaal zijn preparaten ingebed in Naphrax. Van ieder monster zijn 500 schaaldelen tot een zo laag mogelijk taxonomisch niveau gedetermineerd.

Figuur 4.

Kunstmatig substraat voor diatomeeën bemonstering (foto: M.W. van den Hoorn).



2.4 Gegevensverwerking

2.4.1 Afvoer, stroomsnelheid en substraat

Tijdens iedere piek simulatie is in de Rehbockoverlaat het waterniveau handmatig of continu gemeten. Deze metingen zijn met de Rehbockformule (STOWA, 1994) omgerekend naar de afvoer:

$$Q = C_e \cdot \frac{2}{3} \cdot (2 \cdot g)^{1/2} \cdot B \cdot h_e^{3/2}$$

waarbij:

$$C_e = 0.602 + 0.083 \cdot h_1 / \rho_1 \text{ en } h_e = h_1 + 0.0012$$

met: Q : afvoer (m³/s)

C_e : afvoercoëfficiënt (-)

g : versnelling van de zwaartekracht (=9.81m/s²)

B : breedte aanvoerkanaal (m)

h_e : effectieve overstorthoogte

h₁ : overstorthoogte (m)

ρ₁ : apexhoogte (hoogte overstortrand t.o.v. bovenstroomse bodem) (m)

De stroomsnelheid is bij elke verandering in afvoer (het bij plaatsen of verwijderen van een 'balk' in de stuw) in drievoud gemeten. Van deze waarden is het gemiddelde en de standaarddeviatie berekend.

De verdeling van de substraten is bij iedere biologische monsternamen per deeltraject geschat. Van deze waarden is het gemiddelde en de standaarddeviatie berekend over het controle- en het verstoringstraject.

2.4.2 Voorbewerkingen

Macrofauna

Omdat niet alle aangetroffen individuen tot op hetzelfde taxonomische niveau konden worden gedetermineerd is het noodzakelijk de gegevens taxonomisch af te stemmen. Bij een taxonomische afstemming worden alle individuen van een bepaalde soort op het zelfde taxonomische niveau gebracht (Nijboer & Verdonschot 2000).

Voor de taxonomische afstemming zijn de volgende criteria gehanteerd:

- Afstemming vindt plaats op een zo laag mogelijk niveau, bij voorkeur op soortniveau.
- Indien een genus op een paar uitzonderingen na is gedetermineerd tot op soortniveau, is het genus verwijderd en zijn de soorten gehandhaafd.
- Indien de frequentie waarmee het genus voorkomt echter hoog is, is er gekeken naar de indicatieve waarde van het genus als geheel en naar de indicatieve waarde van de taxa afzonderlijk. Indien tussen de soorten onderling duidelijke abundantie verschillen zijn, dan is voor de taxa gekozen en is het genus vervallen. Deze afweging is per taxon gemaakt.
- Alle mannetjes, vrouwtjes, poppen, larven, juvenielen en nimfen zijn samengevoegd onder de soort.

De resultaten van de taxonomische afstemming zijn in Bijlage 1 opgenomen.

De data van macrofauna zijn, afhankelijk van het type analyse, voor de analyse of logaritmisch ($^2\log(x+1)$) getransformeerd of als absolute waarden gebruikt.

Diatomeeën

Omdat niet altijd tot 500 individuen per monster kon worden geteld, zijn de tellingen van alle diatomeeënmonsters omgerekend naar aandelen. Er heeft geen taxonomisch afstemming plaats gevonden omdat de taxonomische lijst alleen unieke taxa bevat (Bijlage 2).

De data van diatomeeën zijn voor de analyse logaritmisch ($^2\log(x+1)$) getransformeerd om verschillen in relatieve aandelen te verkleinen. Hierdoor komt de nadruk op alle soorten in plaats van alleen de dominante soorten te liggen.

2.4.3 Aantallen taxa en individuen

Het aantal taxa en het totaal aantal individuen in de monsters genomen vóór en ná de piek simulatie zijn berekend en de verschillen tussen vóór en ná zijn getoetst met een ANOVA (programmapakket SPSS 15.0).

Er zijn twee afzonderlijke toetsen uitgevoerd:

1. Zijn er significante verschillen in aantal taxa respectievelijk aantal individuen tussen vóór en ná de piek als gevolg van de piek?
2. Zijn er significante verschillen in aantal taxa respectievelijk aantal individuen tussen het controle-traject en het verstoringstraject?

Een belangrijke vooronderstelling bij een ANOVA is dat de variantie van de waarnemingen homogeen is, met andere woorden dat de waarnemingen homogeen verdeeld zijn. Daarom is 'Levene's Test of Equality of Error Variances' test voor de gelijkheid van varianties uitgevoerd. Wanneer de waarde voor F groot is en de $P < 0.05$ duidt dit op heterogene varianties, dus op een niet-homogene verdeling van de waarnemingen, en dan is een ANOVA niet gerechtvaardigd.

2.4.4 Multivariate analyse

De voorbereekte macrofauna- en diatomeeëngegevens zijn met behulp van multivariate analysetechnieken geanalyseerd (programmapakket CANOCO (CANOCO voor Windows Versie 4.53, Ter Braak 2004; Ter Braak 1987; Ter Braak & Smilauer 1998)).

Ordinatie

Ordinatie plaatst objecten (monsters, taxa en/of variabelen) gebaseerd op gewogen gemiddelden langs denkbeeldige gradiënten in een meerdimensionale ruimte. Hierbij staan overeenkomstige objecten dicht bij elkaar en worden objecten die van elkaar verschillen ver uiteen geplaatst. De lijn die door deze posities van objecten kan worden getrokken, zodanig dat de kleinste kwadratenafstand van de objecten ten opzichte van deze lijn wordt bereikt, vormt de eerste as. De eerste as is de eerste denkbeeldige $\square$ ate r^2 die tevens de

belangrijkste variatie in de gegevens weergeeft. Vervolgens worden de objecten onafhankelijk van deze eerste as gemaakt en wordt, door de resterende variatie tussen de objecten, op dezelfde wijze de tweede as berekend. Dit geschiedt daarna ook voor een derde en vierde as. De tweede as is onafhankelijk van de eerste en staat hier loodrecht op. Vaak verklaren as 1 en 2 de belangrijkste variantie in het dataset, soms is een derde as nodig. Ordinatatie is een robuuste techniek die weinig gevoelig is voor incidenteel afwijkende monsters of zeldzame soorten. Ordinatatie kan gebaseerd worden op een lineair of een unimodaal model.

Bij een ordinatatie kan gekozen worden voor indirecte (Principale Componenten Analyse (PCA), (Detrended) Correspondentie Analyse ((D)CA)) of directe ordinatatie (Redundantie Analyse (RDA)), (Detrended) Canonische Correspondentie Analyse ((D)CCA). Bij indirecte ordinatatie wordt geen verband met de milieuvariabelen gelegd, maar worden de monsters op basis van de soortensamenstelling in het diagram gepositioneerd. Achteraf kan wel een verband met de milieuvariabelen worden aangegeven of berekend ('supplementary variables'). Bij directe ordinatatie worden de milieuvariabelen met behulp van regressie gekoppeld aan de ligging van de soorten en de monsters in het ordinatiediagram. Tevens kan er gekozen worden voor een lineaire techniek (PCA, RDA) of een unimodale techniek (CA, CCA, DCCA).

Om de variantie in het gegevensbestand te bepalen is allereerst een DCA op segmenten uitgevoerd. Deze optie berekent onder andere de gradiëntlengte van de verschillende assen. Is deze lengte groot, dan is veel variantie in het gegevensbestand aanwezig. Is de gradiëntlengte klein, dan is het bestand relatief homogeen. De keuze van de te gebruiken techniek voor de analyse is van de gradiëntlengte afhankelijk. De grens voor de keuze van een lineaire of unimodale techniek wordt over het algemeen gelegd bij de waarde rond de 3. Is de gradiëntlengte groter dan 3, wordt de directe ordinatatie het beste worden uitgevoerd met een unimodale techniek. Wanneer de gradiëntlengte kleiner is dan 3, is een lineaire techniek het meest geschikt (Ter Braak & Verdonschot 1995). Voor het onderzoek is verder gebruik gemaakt van een PCA omdat de gradiëntlengte <3 was.

In het programmapakket CANOCO zijn verschillende keuzeopties opgenomen. De keuze voor een bepaalde techniek, bepaalde voorbewerkingen, de wijze waarop analyses worden uitgevoerd en hoe de resultaten worden nabewerkt is van belang voor het eindresultaat. De belangrijkste gekozen opties zijn weergegeven Tabel 5. verder is gebruik gemaakt van de optie 'downweighting of rare species': Deze optie reduceert de invloed van weinig voorkomende taxa tijdens de analyse.

De belangrijkste parameters bij ordinatatie zijn:

- De 'eigenvalue': de maat voor de β -diversiteit, oftewel de heterogeniteit. In dit geval gemeten als de totale verschuivingen in soortensamenstelling. Het geeft de mate van verschillen in diversiteit tussen de monsters onderling weer. Een lage eigenwaarde betekent een geringe variantie in het soortenbestand en vaak een korte milieugradiënt. Een hoge eigenwaarde duidt op een grote verschuiving in soorten tussen de monsters. De eigenwaarde van de afzonderlijke assen is een maat voor hun relatieve belang en ligt altijd tussen 0 en 1.
- Het 'cumulative percentage variance of species data': de maat voor de hoeveelheid variantie in het totale gegevensbestand dat door de respectievelijke assen wordt verklaard.
- Het 'cumulative percentage variance of species-environment relation': de maat voor de hoeveelheid variantie in het totale bestand die per afzonderlijke as door de milieuvariabelen wordt verklaard.
- De 'sum of all canonical eigenvalues': een relatieve maat voor het totaal aan verklaarde variantie.
- De 'sum of all unconstrained eigenvalues': de som van alle eigenwaarden van de totale analyse.

Tabel 5.*Overzicht van de gekozen analyseopties bij de ordinatie.*

Analyseoptie	Keuze
method of detrending	by segments (DCA), 2nd order polynomials (overig)
focus scaling on	inter-sample distances
species score	divide by standard deviation
scaling type	Hill's scaling
transformation of species data	vooraf reeds 2log getransformeerd
centring and standardisation	samples: none; center by species
species-weights specified	no
Monte Carlo permutation	reduced model
BACI-PRC extra options	split-plot design, whole plot freely exchangeable, split-plot time series, dependent across whole plots

De resultaten van de berekeningen, de belangrijkste patronen in monsters en de milieuvariabelen, zijn in een ordinatiediagram weergegeven. De techniek indiceert mogelijke relaties maar geeft geen oorzakelijke verbanden. De positie van monsters, al dan niet gegroepeerd, vertelt iets over de onderlinge relaties. Hoe dichter de monsters bij elkaar liggen, des te meer ze op elkaar lijken. Monsters in het midden van het diagram geven of gemiddelde omstandigheden aan. Monsters aan de buitenkant van het diagram betreffen vaak uitzonderlijke milieuomstandigheden of afwijkingen.

Milieuvariabelen zijn als aanvullende variabelen (supplementary variables) ingevoerd. Het verband tussen de milieuvariabelen en de monsters wordt berekend onafhankelijk van het resultaat van de PCA analyse (indirecte methode). Een milieuvariabele wordt vervolgens als pijl voorgesteld. De pijl wijst in de richting van de grootste toename in gewogen gemiddelden van de monsters en/of soorten voor die variabele. De lengte van de pijl geeft de mate van waardeverandering van die variabele in de betreffende richting aan. De relatie tussen een monster en een variabele is $\propto$ te lezen uit de loodrechte projectie van het betreffende monster op de pijl (variabele) of het verlengde daarvan (in beide richtingen). In de diagrammen zijn alleen die milieuvariabelen opgenomen die daadwerkelijk bijdragen aan de verklaring van het gevonden $\propto$ te r.

BACI analyse

Het is met multivariate analyse ook mogelijk een zogenaamde Before-After-Control-Impact (BACI) analyse uit te voeren (Ter Braak & Smilauer 1998). Deze techniek is vooral geschikt om het effect van een experimentele behandeling, hier de piekafvoer, op de taxonsamenstelling als totaal en op de individuele $\propto$ te r $\propto$ analyseren. De techniek is gebaseerd op veranderingen in de structuur van de taxonsamenstelling en geeft informatie over dat gedeelte van de variatie dat wordt verklaard door de behandeling, waarbij de behandeling steeds wordt vergeleken met een controle. Voor de uitgevoerde BACI is gebruik gemaakt van een partiële Redundantie Analyse (RDA), waarbij eerst gecorrigeerd is voor de variatie in de taxonsamenstelling die veroorzaakt wordt door (i) de reeds aanwezige verschillen tussen controle en behandeling, en (ii) door de tijd (in dit geval voor en na de experimentele behandeling). Daarna is de behandeling (in dit geval de piekafvoer(en)) gebruikt om de variatie in de taxonsamenstelling te verklaren. De belangrijkste gekozen opties zijn opgenomen in Tabel 5.

PRC analyse

Principale Responsie Curve analyse (PRC) is op te vatten $\propto$ te r $\propto$ bijzondere vorm van een BACI analyse. Deze techniek is vooral geschikt om het effect van een experimentele behandeling, zoals een piekafvoer, op meerdere tijdstippen voor en na de behandeling te onderzoeken. Ook voor de PRC is gebruik gemaakt van een partiële Redundantie Analyse (RDA), waarbij eerst gecorrigeerd is voor de variatie in de taxonsamenstelling die veroorzaakt wordt door de tijd (in dit geval de bemonsteringsmomenten). Daarna is de behandeling (in dit geval de piekafvoer(en)) gebruikt om de variatie in de taxonsamenstelling te verklaren.

Grafische weergave

Het resultaat van zowel de BACI- en de PRC-analyse kan grafisch worden weergegeven met op de x-as de tijd en op de y-as de 'principale responsie' (dit is relatief de canonische variëteit ten opzichte van de controle). De significantie van de BACI- en PRC analyse is verkregen met behulp van een Monte Carlo permutatie test (de F-type statistiek gebaseerd op de eigenvalue van de component (Ter Braak & Smilauer 1998)). De nulhypothese (H0) is dat er geen effect is van behandeling op alle tijdstippen en voor de combinatie van alle taxa.

Naast de variabelen weergegeven bij een 'normale' ordinatie volgt uit de analyse een zogenaamde 'behandelingsscore'. Deze behandelingsscore is gekoppeld aan de richting en het effect van de getoetste variabele en wordt berekend als $Cdt = \tau * (\text{regressiecoëfficiënt} / sd)$ van de behandeling.

Per taxon is een taxongewicht berekend (species score as 1 * regressiecoëfficiënt) dat de respons op de behandeling in de tijd weergeeft (taxon neemt af of toe, of verschijnt of verdwijnt). Taxa met een positieve score nemen toe, taxa met negatieve score nemen af als gevolg van de behandeling. Hoe verder de score van een taxon van 0 verwijderd ligt, hoe groter de toe- of afname is en hoe belangrijker de variëteit is bij het verklaren van het algehele variëteit van alle taxa samen. BACI- en PRC analyses zijn uitgevoerd met behulp van het programma CANOCO 4.53 for Windows (Ter Braak & Smilauer 2002).

3 Resultaten

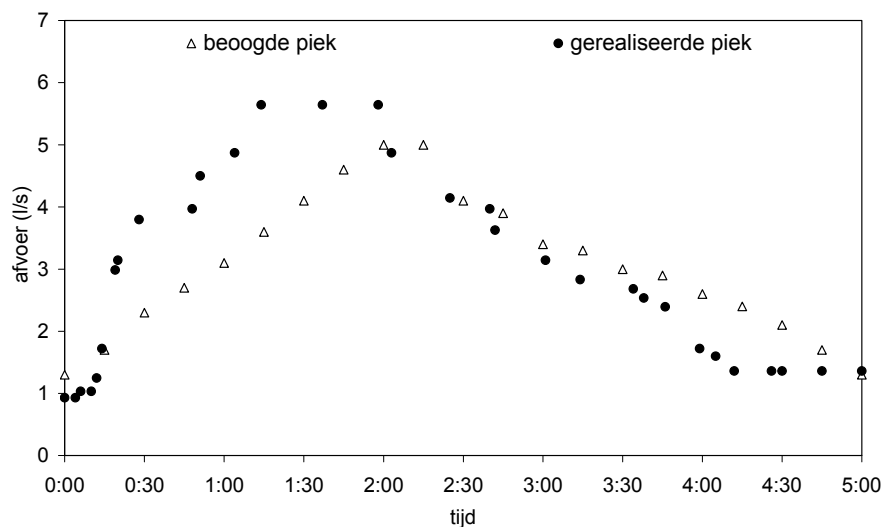
3.1 1-piek experiment

Afvoerpiek

De in het 1-piek experiment gesimuleerde afvoerpiek start lager dan de beoogde afvoerpiek, maar bouwt sneller en steiler op (Figuur 5). De lagere beginwaarde betekent dat de afvoer na de installatie van de dam zich niet gelijkmatig over de twee gescheiden beektrajecten heeft verdeeld en $\square$ ate r dus relatief gezien te veel water is afgevoerd door het brede beektraject. Uiteindelijk bereikt de afvoer een maximale waarde van 5.6 l/s, dit is 0.6 l/s hoger dan het berekende maximum. De afbouw van de gerealiseerde piek volgt in eerste instantie de afbouw van de beoogde piek, maar verloopt uiteindelijk wat steiler en is na 04:15 uur weer terug tot iets boven de beginwaarde (beginwaarde 1.3 l/s en eindwaarde 1.36 l/s). Waarschijnlijk is door het experiment de aanvoerrichting van het water of de instroming veranderd en krijgt het smalle beektraject na het experiment iets meer water aangevoerd.

Figuur 5.

Het afvoerpatroon van de beoogde en gesimuleerde piek.

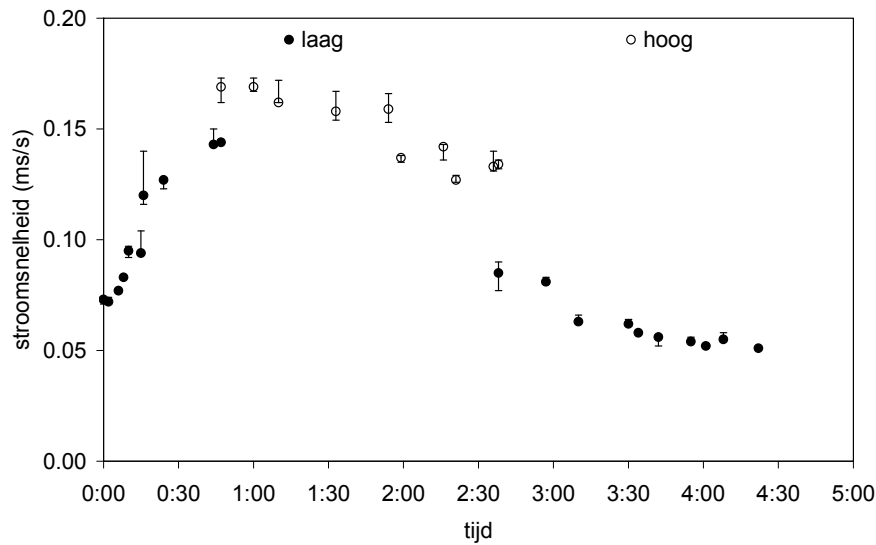


Stroomsnelheid

De gemiddelde stroomsnelheid aan het begin van de simulatie is circa 7 cm/s en tijdens de topafvoer circa 17 cm/s (Figuur 6). Omdat tijdens de afvoerpiek het waterniveau in het smalle deel stijgt is er tijdens de top van de piek (tussen 00:47 uur en 02:38 uur) hoger in de waterkolom gemeten. Na tijd = 02:38 uur is er weer op de oorspronkelijke waterdiepte gemeten. De gemeten stroomsnelheden aan het einde van de piek zijn lager dan aan het begin van de piek, dit terwijl de afvoer aan het einde van de piek hoger was. Dit duidt erop dat de stroomsnelheidsmetingen tijdens de afbouw van de piek op een grotere waterdiepte zijn gemeten dan tijdens de opbouw van de piek.

Figuur 6.

De tijdens de experimentele piekafvoer gemeten stroomsnelheden. Metingen zijn in triplo uitgevoerd en de standaarddeviatie is met foutbalken aangegeven. (laag = op kleinere afstand t.o.v. de bodem gemeten, en hoog = op grotere afstand).



Substraatpatroon

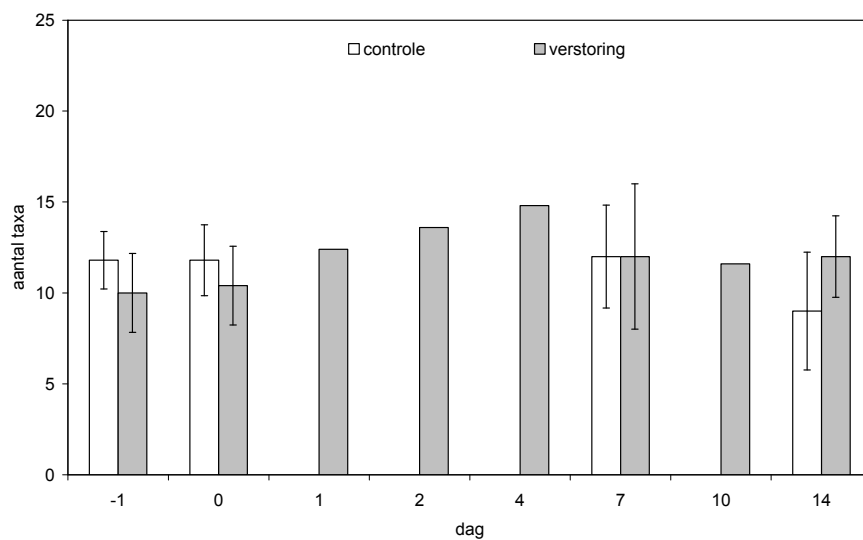
Er zijn geen substraatopnamen gemaakt tijdens het 1-piek experiment.

Aantallen taxa en individuen

Het aantal taxa in het 1-piek experiment blijft redelijk constant gedurende de meetperiode (Figuur 7).

Figuur 7.

Aantal taxa in het controle- en verstoringstraject (met standaarddeviatie).



Het aantal taxa voor en na de 1-piek simulatie heeft homogene varianties (Leven's test: $F=0.97$, $P=0.41$). Een ANOVA is gerechtvaardigd en laat zien dat er geen significant verschil is (Tabel 6).

Tabel 6.

ANOVA voor het aantal taxa voor (pre: dag -1 en 0) en na (post: dag 7 en 14) de 1-piek simulatie en tussen het controle- (con) en het verstoringstraject (imp).

Source	Type III sum of squares	df	Mean square	f	sig.	Partial eta squared
corrected model	40.05(a)	3	13.35	1.85	0.15	0.09
intercept	4113.21	1	4113.21	569.96	0.00	0.91
con_imp	0.22	1	0.22	0.03	0.86	0.001
pre_post	4.75	1	4.75	0.66	0.42	0.01
con_imp * pre_post	21.55	1	21.55	2.99	0.09	0.05
error	404.13	56	7.22			
total	8775.00	60				
corrected total	444.18	59				

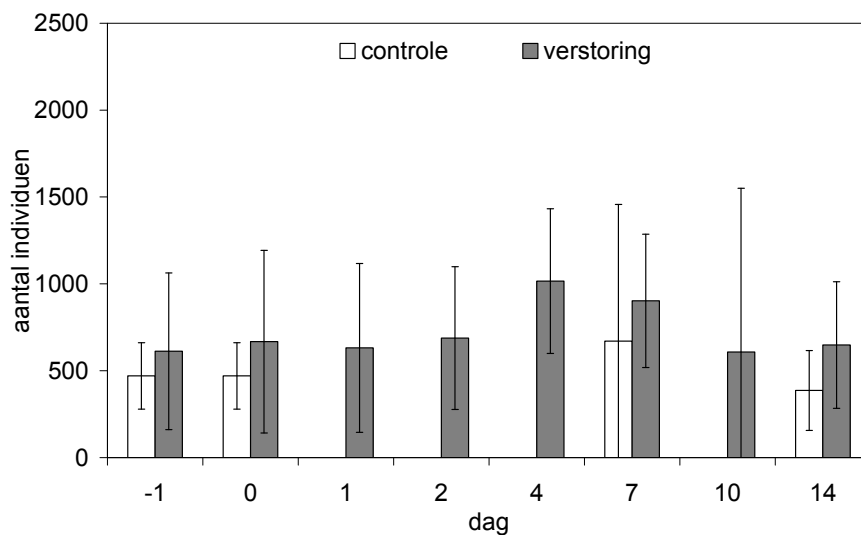
a R Squared = 0.09 (Adjusted R Squared = 0.04)

Het aantal individuen in het 1-piek experiment lijkt op dag 2 mogelijk lager in het verstoringstraject, alhoewel de spreiding groot is (Figuur 8).

Het absolute aantal individuen voor en na de 1-piek simulatie heeft homogene varianties (Leven's test: $F=1.59$, $P=0.20$). Een ANOVA is gerechtvaardigd en laat zien dat er geen significant verschil is (Tabel 7).

Figuur 8.

Aantal individuen in het controle- en verstoringstraject (met standaarddeviatie).



Tabel 7.

ANOVA voor het aantal individuen voor (pre: dag -1 en 0) en na (post: dag 7 en 14) de 1-piek simulatie en tussen het controle- (con) en het verstoringstraject (imp).

Source	Type III sum of squares	df	Mean square	f	sig.	Partial eta squared
corrected model	732911.06(a)	3	244303.69	1.07	.371	0.05
intercept	10943211.69	1	10943211.69	47.70	.000	0.46
con_imp	276205.05	1	276205.05	1.20	.277	0.02
pre_post	54296.62	1	54296.62	0.24	.629	0.004
con_imp * pre_post	15160.00	1	15160.00	0.07	.798	0.001
error	12847462.88	56	229418.98			
total	38725390.00	60				
corrected total	13580373.93	59				

a R squared = 0.05 (adjusted R squared = 0.003)

Het aantal taxa op de verschillende tijdstippen voor en na de 1-piek simulatie heeft homogene varianties (Leven's test: $F=1.90$, $P=0.06$). Een ANOVA is gerechtvaardigd en laat zien dat er geen significant verschil is (Tabel 8).

Tabel 8.

ANOVA voor het aantal taxa op de verschillende tijdstippen (day) voor en na de 1-piek simulatie en tussen het controle- (con) en het verstoringstraject (imp).

Source	Type III sum of squares	df	Mean square	f	sig.	Partial eta squared
corrected model	128.98(a)	11	11.73	1.79	0.08	0.29
intercept	7354.20	1	7354.20	1119.93	0.00	0.96
con_imp	0.03	1	.03	0.004	0.95	0.00
day	81.48	7	11.64	1.77	0.12	0.21
con_imp * day	35.48	3	11.83	1.80	0.16	0.10
error	315.20	48	6.57			
total	8775.00	60				
corrected total	444.18	59				

a R squared = 0.29 (adjusted R squared = 0.13)

Het absolute aantal individuen op de verschillende tijdstippen voor en na de 1-piek simulatie blijkt niet homogeen verdeeld. Hierop is een ²log transformatie uitgevoerd. Na deze transformatie hebben de aantallen individuen wel homogene varianties (Leven's test: $F=1.651$, $P=0.115$). Een ANOVA is op deze data gerechtvaardigd en laat zien dat er geen significant verschil is (Tabel 9).

Tabel 9.

ANOVA voor het 2log aantal individuen op verschillende tijdstippen (day) voor en na de 1-piek simulatie en tussen het controle- (con) en het verstoringstraject (imp).

Source	Type III sum of squares	df	Mean square	f	sig.	Partial eta squared
corrected model	1685609.93(a)	11	153237.27	0.62	0.80	0.12
intercept	20126179.24	1	20126179.24	81.22	0.00	0.63
con_imp	433264.23	1	433264.23	1.75	0.19	0.04
day	1007078.03	7	143868.29	0.58	0.77	0.08
con_imp * day	19931.08	3	6643.69	0.03	0.99	0.002
error	11894764.00	48	247807.58			
total	38725390.00	60				
corrected total	13580373.93	59				

a R squared = 0.12 (adjusted R squared = -0.08)

Macrofauna ordinatie

Na taxonomische afstemming resteren 29 taxa (Bijlage 1). Omdat de gradiëntlengte van de DCA 1.91 is, is gekozen voor een indirecte lineaire techniek (PCA_{suppl}). De variabelen zijn supplementair toegevoegd. Uit de PCA resultaten (Tabel 10) blijkt onder andere dat de variabelen 'controle', 'na' en 'dag 14' een variance inflation factor van 0 krijgen. Dit betekent dat ze onderling gecorreleerd zijn en daarom niet bijdragen aan de ordinatie. Ter illustratie zijn deze variabelen wel in het ordinatiediagram geplaatst.

Tabel 10.

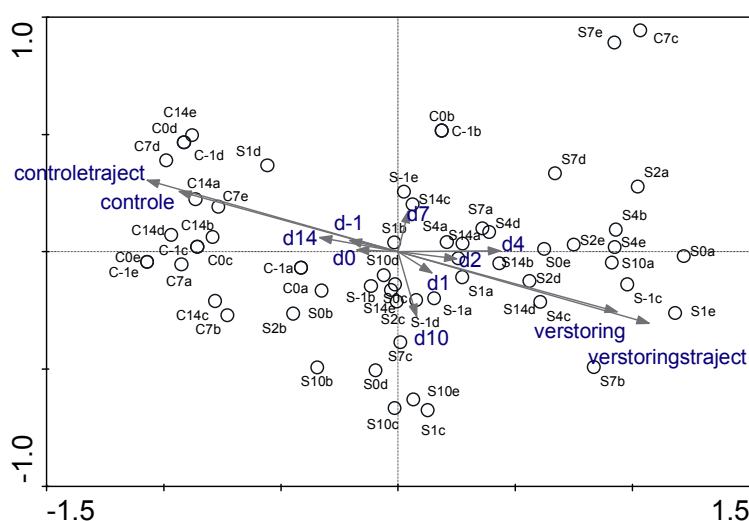
Overzicht van de belangrijkste kenmerken van de PCA analyse (macrofauna).

2log getransformeerd					
Axes	1	2	3	4	Total variance
DCA length of gradient (by segments)	1.91	1.24	1.07	0.96	
eigenvalues	0.43	0.11	0.08	0.08	1.00
species-environment correlation	0.72	0.51	0.48	0.34	
cumulative percentage variance					
of species data	43.6	54.2	62.3	69.8	
of species-environment relation	59.4	67.5	74.6	81.1	
sum of all eigenvalues					1.00
sum of all canonical eigenvalues					0.34
Absoluut					
Axes	1	2	3	4	Total variance
eigenvalues	0.800	0.196	0.002	0.001	1.000
cumulative percentage variance					
of species data	80.0	99.6	99.8	99.9	
of species-environment relation	86.3	99.6	99.7	99.9	
sum of all eigenvalues					1.000
sum of all canonical eigenvalues					0.154

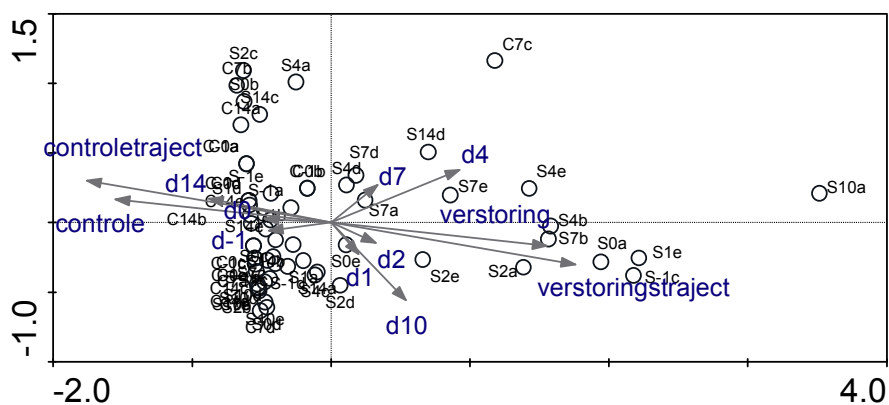
De 1^e en 2^e as samen verklaren voor de getransformeerde gegevens 54.2% en voor de absolute 99.6% van de variatie tussen de monsters (Tabel 8). Beide ordinatiediagrammen (Figuur 9A, B) van de monsters worden gekenmerkt door de variabelen 'controle' (links) en 'verstoring' (rechts), die uiteraard onderling geheel gecorreleerd zijn. De 2^e as wordt in beide vooral gekenmerkt door de variabele 'd10' (dag 10). Uit de figuur blijkt geen trend in de tijd noch een breekpunt tussen voor en na de piek simulatie. De herhalingen per traject van iedere monsterdatum (laatste cijfer in monstercode (a tot en met e)) zijn niet dicht bij elkaar geplaatst, wat duidt op variatie tussen de herhalingsmonsters.

Figuur 9.

PCAsupl ordinatiediagram van as 1 en as 2 met macrofaunamonsters (cirkel) en nominale variabelen (pijl). A. getransformeerde data, B. absolute data. Verklaring codes: monstercode: C=controle-traject of S=verstoringstraject, gevolgd door de monsterdag en een herhaling (a t/m e).



A



B

Macrofauna BACI analyse

Beide BACI analyses (getransformeerd en absoluut) resulteerden in niet-significant diagrammen met een zeer lage eigenwaarde voor de eerste as (Tabel 11). De BACI getransformeerd heeft een Cdt score van -5.8 en de

BACI absoluut van 18. De scores duiden op geringe verschillen tussen de monsters genomen voor en na de piek simulatie in het verstoringstraject ten opzichte van die genomen in het controletraject. Uit de toetsen blijkt dat er geen significant verschillen zijn tussen de monsters genomen in het voor en na de piek simulatie (getransformeerd $F=0.62$, $P=0.45$; absoluut $F=0.10$, $P=0.71$).

Tabel 11.

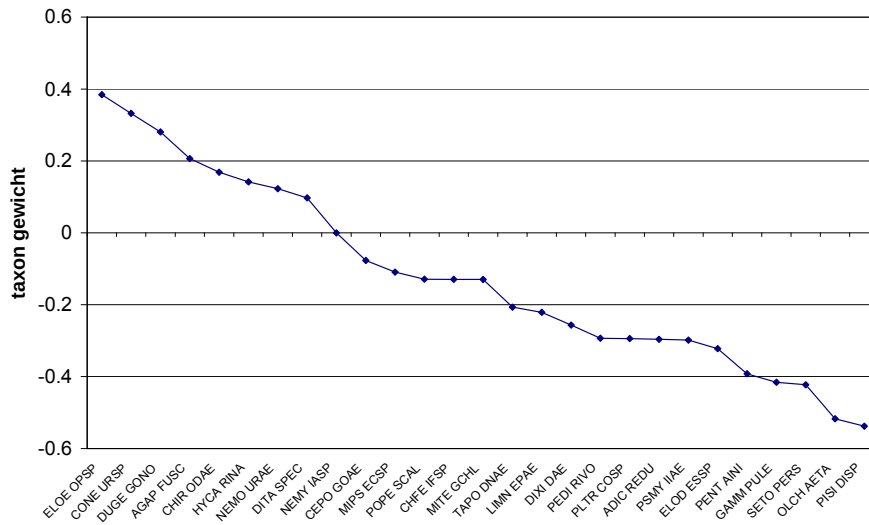
Overzicht van de belangrijkste kenmerken van de BACI analyse (macrofauna).

²log getransformeerd					
Axes	1	2	3	4	Total variance
eigenvalues	0.012	0.248	0.100	0.060	1.000
species-environment correlations	0.413	0.000	0.000	0.000	
cumulative percentage variance					
of species data	1.8	38.7	53.6	62.5	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
sum of all eigenvalues					0.673
sum of all canonical eigenvalues					0.012
test of significance of all canonical axes		trace		0.012	
		F-ratio		0.617	
		P-value		0.446	
Absoluut					
Axes	1	2	3	4	Total variance
eigenvalues	0.003	0.562	0.255	0.003	1.000
species-environment correlations	0.097	0.000	0.000	0.000	
cumulative percentage variance					
of species data	0.3	68.6	99.5	99.8	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
sum of all eigenvalues					0.823
sum of all canonical eigenvalues					0.003
test of significance of all canonical axes		trace		0.003	
		F-ratio		0.104	
		P-value		0.708	

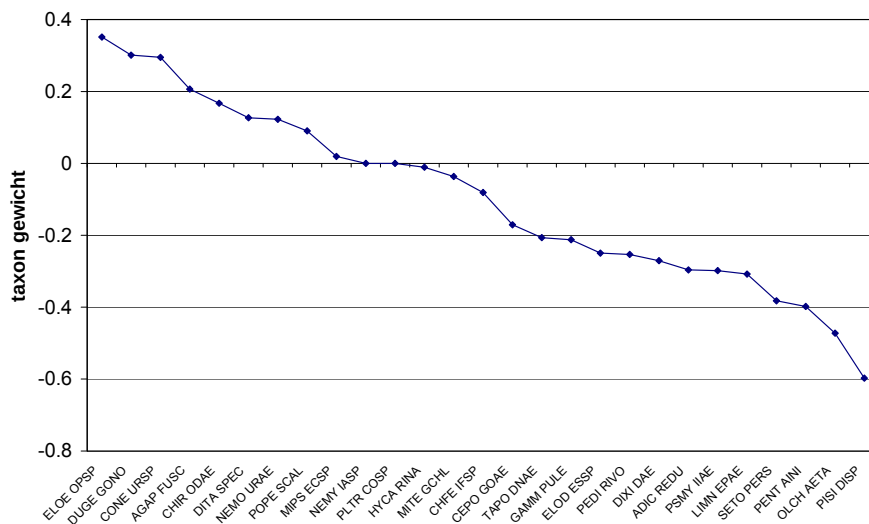
Wanneer hierbij naar afzonderlijke taxa wordt gekeken blijken de taxongewichten laag bij zowel de BACI getransformeerd als de BACI absoluut (Figuur 10A, B). De meest extreme gewichten behoren bij de *Oligochaeta* en het genus *Pisidium*.

Figuur 10.

Taxongewichten gebaseerd op een BACI analyse getransformeerd (A) en absoluut (B) van voor en na de piek simulatie in controle- en verstoringstraject.



A



B

Macrofauna PRC analyse

Voor de PRC analyse zijn monsters nodig die gelijktijdig zijn genomen in het controle-traject en het verstoringstraject. Daarom is het monster genomen in het controle-traject op dag -1 (voor de piek simulatie) ook gebruikt als monster van dag 0 (vlak na de piek simulatie). Hiermee is een vergelijking mogelijk van de monsters van dag-1 (voor de piek simulatie), dag 0, 7 en 14 (na de piek simulatie). De analyse is uitgevoerd op zowel ²log getransformeerde en absolute abundenties. De PRC analyse blijkt niet significant (getransformeerd $F=3.94$, $P=1.00$; absoluut $F=0.14$, $P=1.00$) (Tabel 12).

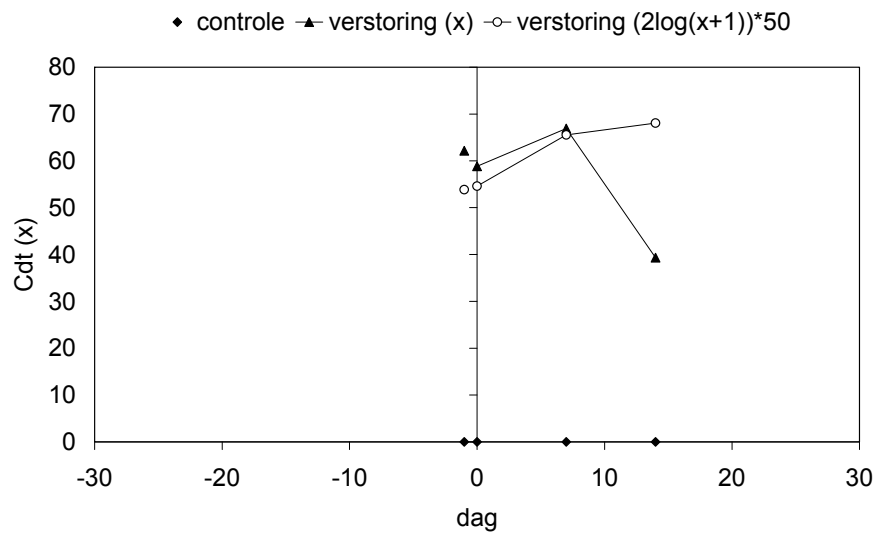
Tabel 12.*Overzicht van de belangrijkste kenmerken van de PRC analyse (macrofauna).*

²log getransformeerd					
Axes	1	2	3	4	Total variance
eigenvalues	0.277	0.025	0.006	0.005	1.000
species-environment correlations	0.804	0.601	0.389	0.481	
cumulative percentage variance					
of species data	29.2	31.8	32.5	33.0	
of species-environment relation	88.5	96.5	98.4	100.0	
sum of all eigenvalues					0.947
sum of all canonical eigenvalues					0.312
test of significance of all canonical axes		trace		0.312	
		F-ratio		3.939	
		P-value		1.0000	
Absoluut					
Axes	1	2	3	4	Total variance
eigenvalues	0.133	0.006	0.000	0.000	1.000
species-environment correlations	0.442	0.148	0.252	0.212	
cumulative percentage variance					
of species data	14.0	14.6	14.6	14.6	
of species-environment relation	95.5	99.7	100.0	100.0	
sum of all eigenvalues					
sum of all canonical eigenvalues					
test of significance of all canonical axes		trace		0.139	
		F-ratio		0.137	
		P-value		1.000	

De taxonsamenstelling van de monsters genomen in het verstoringstraject vlak voor (dag-1) en vlak na de piekafvoer (dag0) vertonen nauwelijks verschil in 'standardized canonical coefficient' (Cdt) (Figuur 11), wat betekent dat de piek geen directe effecten op de taxonsamenstelling heeft. De monsters van dag 7 en dag 14 in het verstoringstraject wijken voor de getransformeerde gegevens eveneens nauwelijks af met de controle (het verschil blijft nagenoeg gelijk). Echter gebaseerd op absolute abundanties is een daling zichtbaar op dag 14, wat betekent dat in absolute aantallen de monsters genomen op dag 14 in het verstoringstraject meer gaan gelijken op de monsters uit het controletraject.

Figuur 11.

Cdt score tegen tijd van het verstoringstraject (berekend op absolute abundanties (driehoeken) en 2log getransformeerde abundanties (cirkels)) en het controle-traject (x-as; blok).



Diatomeeën ordinatie

De DCA gradiëntlengte is 0.98, wat betekent dat een lineaire techniek (PCA) de voorkeur heeft.

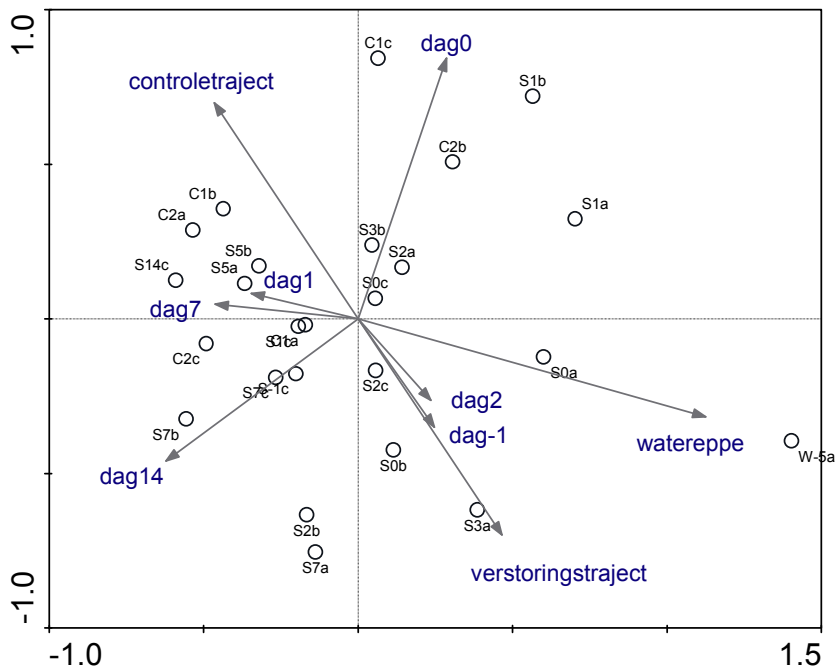
Tabel 13.*Overzicht van de belangrijkste kenmerken van de PCA (diatomeeën).*

²log getransformeerd					
Axes	1	2	3	4	Total variance
eigenvalues	0.211	0.154	0.108	0.093	1.000
species-environment correlation	0.839	0.674	0.466	0.748	
cumulative percentage variance					
of species data	21.1	36.5	47.3	56.6	
of species-environment relation	34.4	50.7	56.1	68.1	
sum of all eigenvalues					1.000
sum of all canonical eigenvalues					0.431
Absoluut					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Lengths of gradient	0.981	0.952	1.140	0.740	
eigenvalues	0.612	0.179	0.100	0.034	1.000
species-environment correlation	0.812	0.721	0.595	0.766	
cumulative percentage variance					
of species data	61.2	79.1	89.1	92.5	
of species-environment relation	71.0	87.3	93.5	97.0	
sum of all eigenvalues					1.000
sum of all canonical eigenvalues					0.569

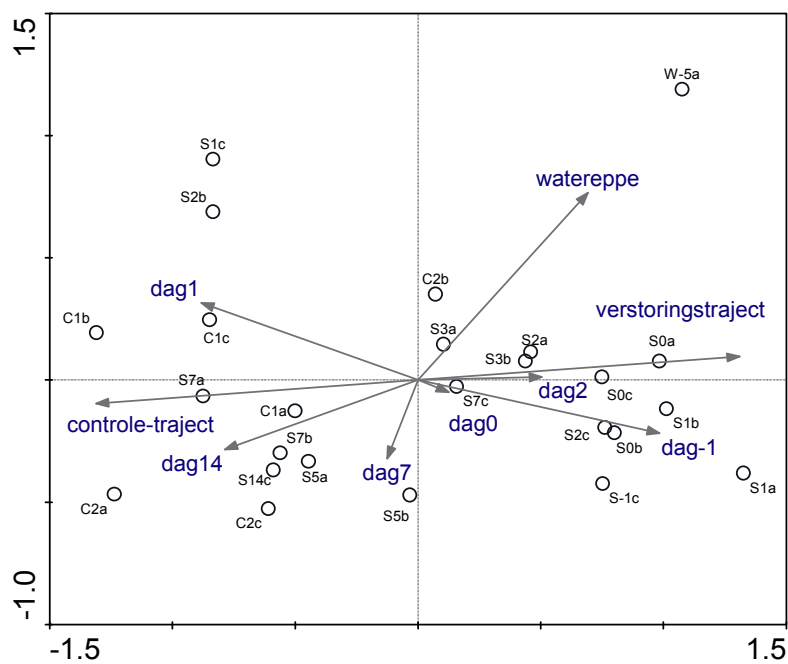
De 1e en 2e as samen verklaren 79% absoluut en 51% getransformeerd van de variatie tussen de monsters (Tabel 13). Het ordinatiediagram, gebaseerd op getransformeerde gegevens (Figuur 12A), laat zien dat de 1^e as voornamelijk door het watereppe monster wordt bepaald. De 2^e as wordt voornamelijk gekenmerkt door de variabele controle-traject en verstoringstraject, en de variabelen dag0 en dag14. Het ordinatiediagram van de absolute telling laat zien dat de 1^e as voornamelijk door de variabelen controle-traject en verstoringstraject gekenmerkt wordt (Figuur 12B). De controle-traject monsters zijn voornamelijk links in het diagram geplaatst en de verstoringstraject monsters zijn verspreid over het diagram. De 2^e as wordt voornamelijk gekenmerkt door de variabele watereppe, verwijzend naar het enige watereppe monster rechtsboven in de figuur. Daarnaast wordt as 2 in mindere mate bepaald door de variabele 'dag7'. De herhalingsmonsters (a tot en met c) van iedere monsterdag zijn in beide diagrammen redelijk random uit elkaar geplaatst. Ook de dagen lopen niet systematisch door de figuren. Dit geeft aan dat het verschil tussen de herhalingmonsters even groot is als het verschil tussen de dagen. Beide verklaren geen verschillen tussen monsters.

Figuur 12.

PCAsupl ordinatiediagram van as 1 en as 2 met diatomeeënmonsters (cirkel) en nominale variabelen (pijl). A. getransformeerde data, B. relatieve tellingen. Verklaring codes: monstercode: C=controle-traject of S=verstoringstraject, gevolgd door het monsterdag een herhaling (a t/m c).



A



B

Diatomeeën BACI analyse

De BACI analyse duidt voor zowel log getransformeerde als relatieve tellingen op een niet-significant diagram met een zeer lage eigenwaarde voor de eerste as (Tabel 14). De BACI getransformeerd geeft een Cdt score van -0.37, die gebaseerd op relatieve tellingen een score van 4.17. De scores duiden op geringe verschillen tussen de monsters genomen voor en na de piek simulatie in het verstoringstraject ten opzichte van die genomen in het controletraject. Uit de toetsen blijken ook geen significante verschillen (getransformeerd $F=0.59$, $P=1.0$; absoluut $F=0.59$, $P=1.0$) tussen de monsters genomen voor en na de piek simulatie.

Tabel 14.

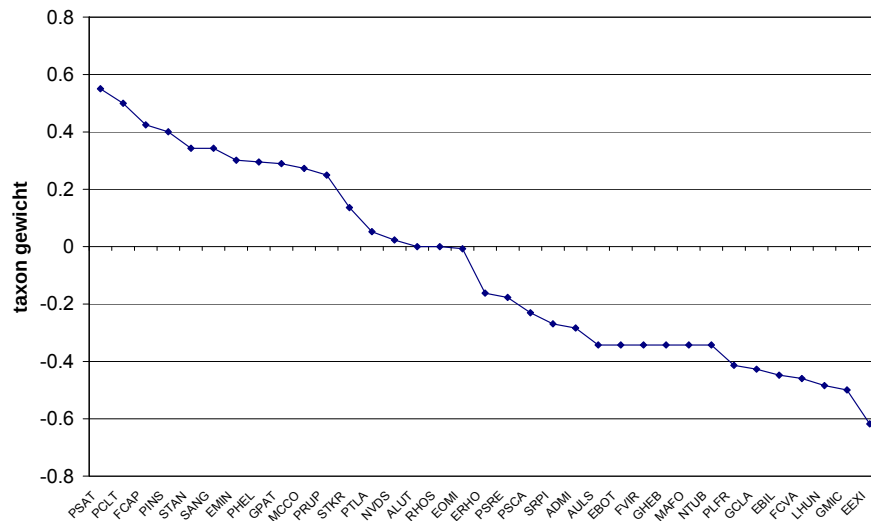
Overzicht van de belangrijkste kenmerken van de BACI analyse (diatomeeën).

log getransformeerd					
Axes	1	2	3	4	Total variance
eigenvalues	0.030	0.193	0.123	0.103	1.000
species-environment correlations	0.583	0.000	0.000	0.000	
cumulative percentage variance					
of species data	4.3	32.2	49.9	64.7	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
sum of all eigenvalues					0.695
sum of all canonical eigenvalues					0.030
test of significance of all canonical axes		trace		0.030	
		F-ratio		0.588	
		P-value		1.0000	
Relatieve telling					
Axes	1	2	3	4	Total variance
eigenvalues	0.017	0.179	0.083	0.033	1.000
species-environment correlations	0.424	0.000	0.000	0.000	
cumulative percentage variance					
of species data	4.4	50.8	72.3	80.9	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
sum of all eigenvalues					0.385
sum of all canonical eigenvalues					0.017
test of significance of all canonical axes		trace		0.017	
		F-ratio		0.592	
		P-value		1.0000	

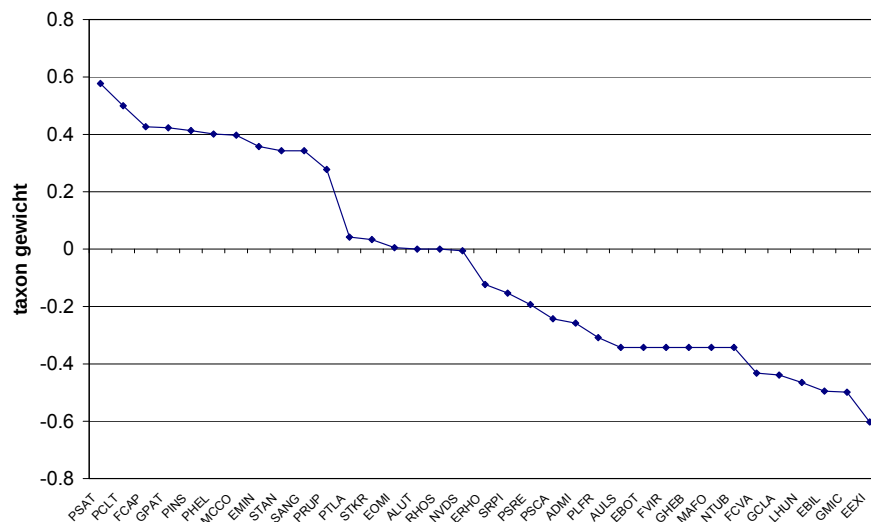
Wanneer hierbij naar afzonderlijke taxa wordt gekeken blijken de spreiding in de taxongewichten bij beide BACI analyses laag (Figuur 13A, B). De meest extreme gewichten behoren bij de *Psammothidium subatomoides*, *Placoneis clementis* en *Fragilaria capucina* var *capucina* versus *Eunotia exigua*. De volgorde in taxa is in beide analyses gelijk.

Figuur 13.

Taxongewichten gebaseerd op een BACI analyse van diatomeeën log getransformeerd (A) en relatieve tellingen (B) van voor en na de piek simulatie in controle- en verstoringstraject.



A



B

Diatomeeën PRC analyse

Omdat de PRC analyse gelijktijdig genomen monsters van het controle-traject en het verstoringstraject als invoer nodig heeft, is gekozen om het monster genomen in het verstoringstraject op dag 0 (voor de piek simulatie) ook te gebruiken voor het controle-traject. In totaal zijn echter maar 3 vergelijkingsmomenten mogelijk waarbij het eerste (dag0) per definitie gelijk is. Verder is dan de vergelijking mogelijk voor 7 en dag 14. De analyse is uitgevoerd op zowel log getransformeerde en relatieve tellingen. De PRC analyses blijken niet significant (getransformeerd $F=0.80$, $P=1.0$; $F=1.41$, $P=1.0$) (Tabel 15).

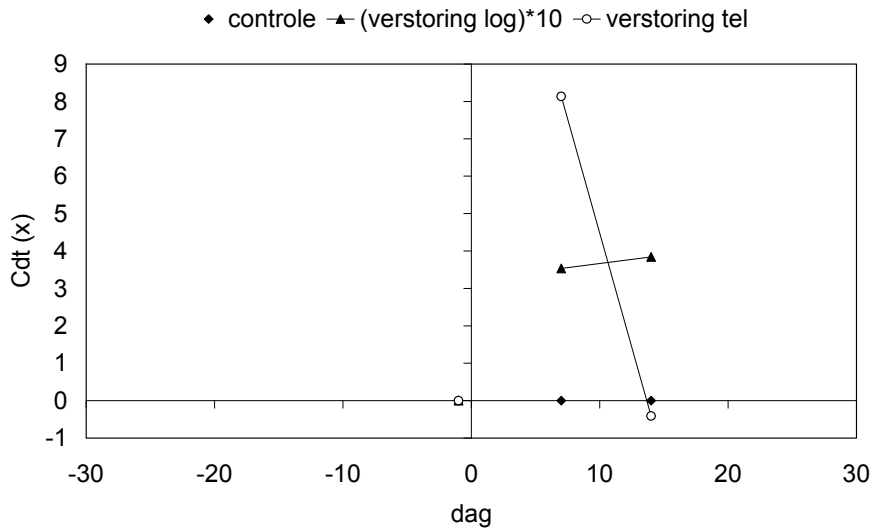
Tabel 15.*Overzicht van de belangrijkste kenmerken van de PRC analyse (diatomeeën).*

log getransformeerd					
Axes	1	2	3	4	Total variance
eigenvalues	0.090	0.035	0.000	0.193	1.000
species-environment correlations	0.779	0.741	0.000	0.000	
cumulative percentage variance					
of species data	12.0	16.6	16.6	42.1	
of species-environment relation	72.1	100.0	0.0	0.0	
sum of all eigenvalues					0.755
sum of all canonical eigenvalues					0.125
test of significance of all canonical axes		trace		0.125	
		F-ratio		0.797	
		P-value		1.0000	
Relatieve telling					
Axes	1	2	3	4	Total variance
eigenvalues	0.096	0.013	0.000	0.160	1.000
species-environment correlations	0.801	0.594	0.000	0.000	
cumulative percentage variance					
of species data	22.9	26.0	26.0	64.3	
of species-environment relation	88.1	100.0	0.0	0.0	
sum of all eigenvalues					0.418
sum of all canonical eigenvalues					0.109
test of significance of all canonical axes		trace		0.109	
		F-ratio		1.408	
		P-value		1.000	

De monsters van dag 7 en dag 14 in het verstoringstraject zijn voor de getransformeerde gegevens bijna gelijk en wijken af van de controle, maar voor de PRC relatieve tellingen is een daling op dag 14 zichtbaar (Figuur 14) waardoor ze bijna gelijk worden aan de controle. De betekenis hiervan is niet duidelijk, maar vindt hoogstwaarschijnlijk haar oorzaak in enkele hoog dominante taxa.

Figuur 14.

Cdt score tegen tijd van het verstoringstraject (berekend op relative tellingen (cirkels) en log getransformeerde abundanties (driehoeken) en het controle-traject (x-as).



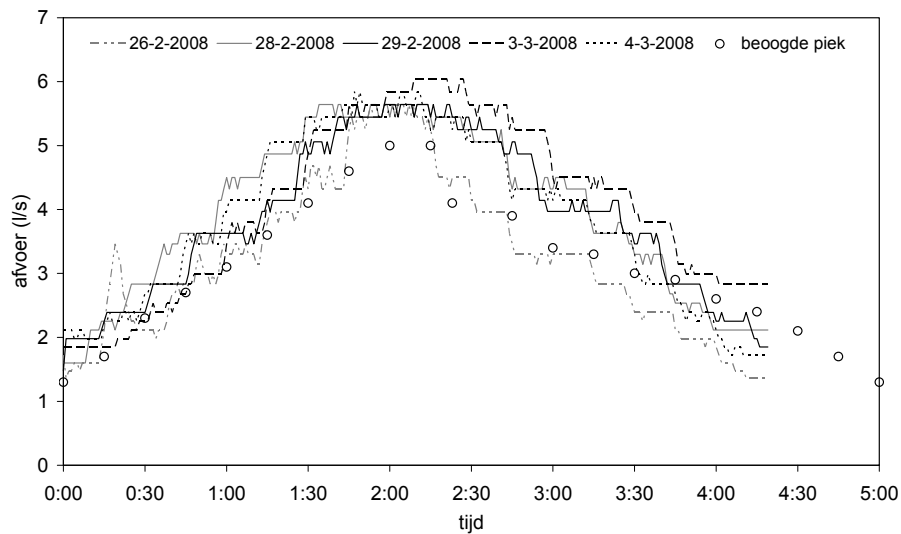
3.2 5-pieken experiment

Afvoerpieken

De vijf gesimuleerde pieken zijn verschillend verlopen (Figuur 15). Tijdens de simulatie van eerste de piek op 26-02-2008 is opbouw in eerste instantie te snel verlopen. Door technische problemen heeft de eerste piek kort geduurd (0:00 - 0:30 uur) en is snel afgebouwd. De overige vier pieken zijn vergelijkbaar verlopen aan de 1-piek simulatie. De gesimuleerde pieken bouwen steeds even snel of sneller op de dan de beoogde pieken en lopen alle in eerste instantie langzamer af. Alle gesimuleerde pieken bereiken een hogere topafvoer dan was berekend en bereiken, met uitzondering van de piek op 03-03-2008, een topafvoer van circa 5.5 l/s. De afvoeren na het beëindigen van de pieken geven geen eenduidig beeld. De pieken van 26-02-2008 en 29-02-2008 hebben aan het einde van de simulatie een afvoer vergelijkbaar met de afvoer aan het begin van de simulatie. De piek van 04-03-2008 eindigt lager en de twee overige pieken eindigen hoger dan de afvoerwaarde waarmee ze begonnen zijn.

Figuur 15.

De afvoerpatronen van de gesimuleerde pieken en de beoogde piek.

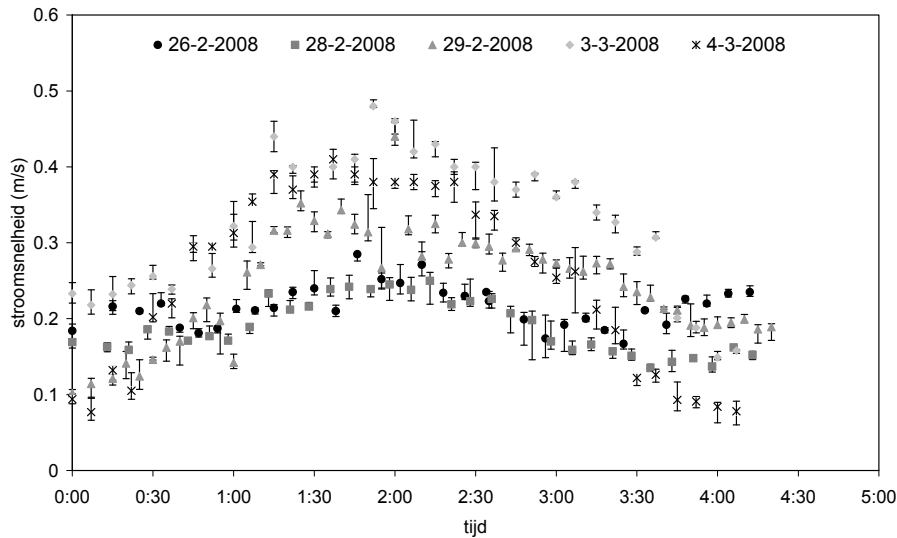


Stroomsnelheid

Tijdens iedere piek is de stroomsnelheid op een iets andere locatie en diepte gemeten wat de grote verschillen in de patronen verklaart (Figuur 16). De stroomsnelheden gedurende de eerste twee pieken zijn zeer vergelijkbaar. Ze komen niet hoger dan 0.25-0.28 m/s en hebben beiden een maximaal verschil van 0.12 m/s. Opvallend is dat de eerste piek (26-02-2008) een bepaalde begin- en eindstroomsnelheid heeft die tijdens het opbouwen en aflopen van de piek tijdelijk lager is. Kennelijk is er op deze dag gemeten op een locatie waarbij, tijdens het hoger worden van de waterspiegel er een tijdelijk een stromingspatroon ontstaat waarbij de stroomsnelheid onder in de waterkolom afneemt. De laatste drie pieken hebben een stroomsnelheidpatroon dat meer volgens verwachting verloopt. Het maximale stroomsnelheidsverschil van deze drie pieken is steeds 0.33-0.34 m/s. De piek van 03-03-2008 bereikt de hoogste stroomsnelheid en het langer aanhouden van de hogere stroomsnelheid is in overeenstemming met het verloop van de gesimuleerde afvoer.

Figuur 16.

De tijdens de gesimuleerde pieken gemeten stroomsnelheden. Metingen zijn in triplo uitgevoerd en de standaarddeviatie is met foutbalken aangegeven.

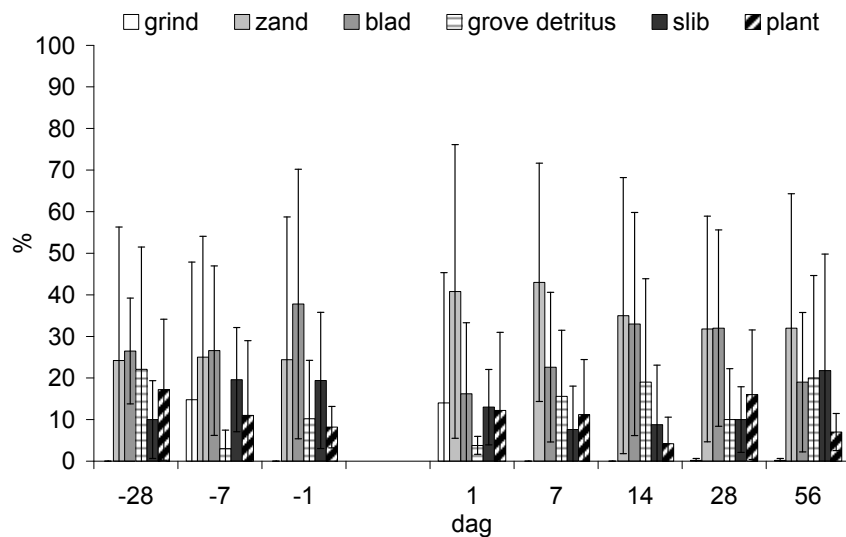


Substraatpatroon

Het substraatpatroon is op verschillende datums vooraf en na de vijf gesimuleerde pieken opgenomen in ieder van de vijf deeltrajecten (Figuur 17). Vooral de substraten blad, grove detritus en slib nemen na de pieken (dag 1) af t.o.v. de voorgaande periode van dag -7 en -1.

Figuur 17.

Het substraatpatroon in het verstoringstraject tijdens het 5-pieken experiment.



Aantallen taxa en individuen

Het aantal taxa voor en na de 5-pieken simulatie heeft homogene varianties (Leven's test:: $F=0.659$, $P=0.580$). Een ANOVA is gerechtvaardigd en laat zien dat er geen significant verschil is (Tabel 14).

Tabel 14.

ANOVA voor het aantal taxa voor (pre: dag -28, -7,-1) en na (post: dag 1, 7, 14, 28, 56) de 5-pieken simulatie en tussen het controle- (con) en het verstoringstraject (imp).

Source	Type III sum of squares	df	Mean square	f	sig.	Partial eta squared
corrected model	60.55(a)	3	20.19	1.63	0.19	0.06
intercept	32520.84	1	32520.84	2628.97	0.00	0.97
con_imp	37.10	1	37.10	3.00	0.09	0.04
pre_post	15.64	1	15.64	1.26	0.26	0.02
con_imp * pre_post	1.40	1	1.40	0.11	0.74	0.001
error	940.13	76	12.37			
total	36071.00	80				
corrected total	1000.69	79				

a R squared = .061 (adjusted R squared = .023)

Het absolute aantal individuen voor en na de 5-pieken simulatie heeft heterogene varianties (Leven's test: aantallen absolute $F=10.80$, $P=0.00$; $2\log F=3.66$, $P=0.02$; $10\log F=3.66$, $P=0.02$). Een ANOVA is niet gerechtvaardigd.

Het aantal taxa op de verschillende tijdstippen voor en na de 5-pieken simulatie heeft homogene varianties (Leven's test: $F=0.809$, $P=0.664$). Een ANOVA is gerechtvaardigd en laat zien dat er geen significant verschil is (Tabel 15).

Tabel 15.

ANOVA voor het aantal taxa op de verschillende tijdstippen (day) voor (pre: dag -28, -7,-1) en na (post: dag 1, 7, 14, 28, 56) de 5-pieken simulatie en tussen het controle- (con) en het verstoringstraject (imp).

Source	Type III sum of squares	df	Mean square	f	sig.	Partial eta squared
corrected model	143.09(a)	15	9.54	0.71	0.76	0.14
intercept	35070.31	1	35070.31	2617.19	0.00	0.98
con_imp	43.51	1	43.51	3.25	0.08	0.05
day	62.39	7	8.91	0.67	0.70	0.07
con_imp * day	37.19	7	5.31	0.40	0.90	0.04
error	857.60	64	13.40			
total	36071.00	80				
corrected total	1000.69	79				

a R squared = .14 (adjusted R squared = -.06)

Het aantal individuen op de verschillende tijdstippen voor en na de 5-pieken simulatie heeft homogene varianties (Leven's test: $F=1.29$, $P=0.23$). Een ANOVA is gerechtvaardigd en laat zien dat er geen significant verschil is (Tabel 16).

Tabel 16.

ANOVA voor het aantal taxa op de verschillende tijdstippen (day) voor (pre) en na (post) de 5-pieken simulatie en tussen het controle- (con) en het verstoringstraject (imp).

Source	Type III sum of squares	df	Mean square	f	sig.	Partial eta squared
corrected model	29.76(a)	15	1.98	1.59	0.10	0.27
intercept	8502.78	1	8502.78	6822.48	0.00	0.99
con_imp	19.60	1	19.60	15.72	0.00	0.20
day	5.78	7	0.83	0.66	0.70	0.07
con_imp * day	4.38	7	0.63	0.50	0.83	0.05
error	79.76	64	1.25			
total	8612.31	80				
corrected total	109.52	79				

a. R squared = .27 (adjusted r squared = .10)

Macrofauna ordinatie

Na taxonomische afstemming resteren 60 taxa (Bijlage 1). Omdat de gradiëntlengte van de DCA 1.82 is, is voor een lineaire techniek (PCA) gekozen.

Tabel 17.

Overzicht van de belangrijkste kenmerken van de PCA analyse (macrofauna).

²log getransformeerd

Axes	1	2	3	4	Total inertia
DCA length of gradient (by segments)	1.82	1.31	1.11	0.89	
eigenvalues	0.44	0.10	0.06	0.04	1.00
species-environment correlation	0.75	0.23	0.29	0.18	
cumulative percentage variance					
of species data	44.3	54.5	60.6	64.3	
of species-environment relation	79.3	81.2	82.6	82.9	
sum of all eigenvalues					1.00
sum of all canonical eigenvalues					0.311

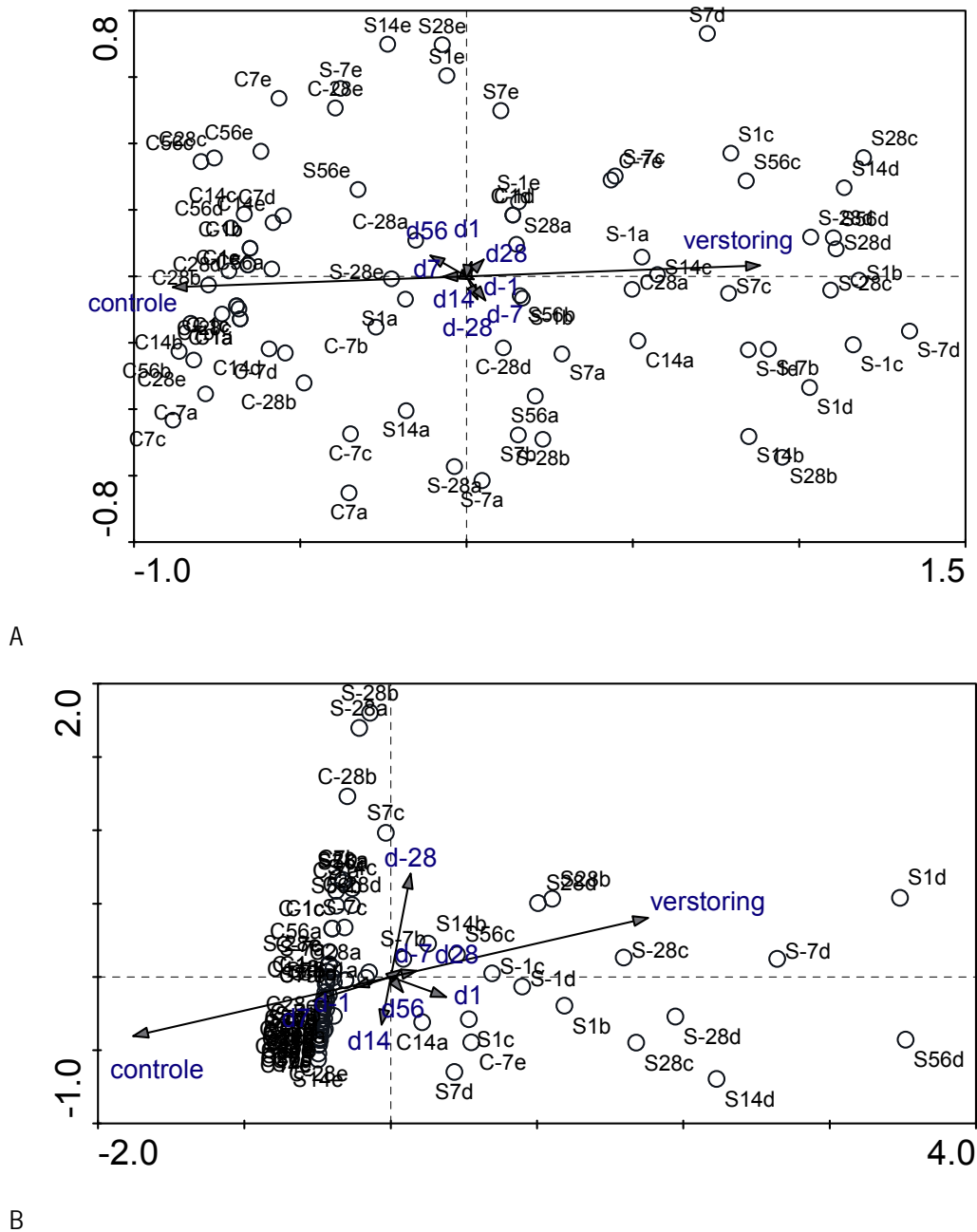
Absoluut

Axes	1	2	3	4	Total variance
eigenvalues	0.775	0.220	0.002	0.001	1.000
species-environment correlation	0.472	0.404	0.417	0.219	
cumulative percentage variance					
of species data	77.5	99.5	99.8	99.9	
of species-environment relation	82.5	99.7	99.9	99.9	
sum of all eigenvalues					1.000
sum of all canonical eigenvalues					0.209

De 1e en 2e as samen verklaren 54.5% van de variatie tussen de getransformeerde monsters (Tabel 17, Figuur 18) en 99.5% van de absolute monsters. De beide ordinatiediagrammen worden gekenmerkt door de verschillen tussen het controletraject (links) en het verstoringstraject (rechts). De 2^e as voegt nauwelijks iets toe aan de verklaring van de variantie in de macrofaunagemeenschap. Uit de figuren blijkt geen verklarende rol voor tijd (verschillende dagen) noch voor een breekpunt tussen voor en na de simulatie (geen ordening tussen dagen voor en dagen na de piek simulatie). De herhalingen per traject van iedere monsterdatum (a tot en met e) zijn niet dicht bij elkaar geplaatst, wat duidt op relatief grote variatie tussen de herhalingsmonsters.

Figuur 18.

PCAsupl ordinatiediagram van as 1 en as 2 met macrofaunamonsters (cirkel) en nominale variabelen (pijl). Verklaring codes: monstercode: Cstretch=controle-traject of Sstretch=verstoringstraject, gevolgd door het monsterdag een herhaling (a t/m e).



Macrofauna BACI analyse

De BACI analyses duiden op niet-significant diagrammen met een zeer lage eigenwaarde voor de eerste as (Tabel 18). De BACI geeft een Cdt score van 0.33 voor de getransformeerde en 29.8 voor de absolute gegevens. Dit zijn lage scores, wat duidt op een gering verschil tussen de monsters van voor en na de 5-pieken simulatie. Er blijkt ook geen significant verschil (getransformeerd $F=0.57$, $P=0.32$; absoluut $F=0.15$, $P=0.75$) tussen de monsters genomen voor en na de piek simulatie (Tabel 18).

Tabel 18.

Overzicht van de belangrijkste kenmerken van de BACI analyse (macrofauna).

²log getransformeerd

Axes	1	2	3	4	Total variance
eigenvalues	0.006	0.200	0.097	0.056	1.000
species-environment correlations	0.239	0.000	0.000	0.000	
cumulative percentage variance					
of species data	0.8	29.8	43.9	52.0	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
sum of all eigenvalues					0.689
sum of all canonical eigenvalues					0.006
test of significance of all canonical axes		trace		0.006	
		F-ratio		0.567	
		P-value		0.324	

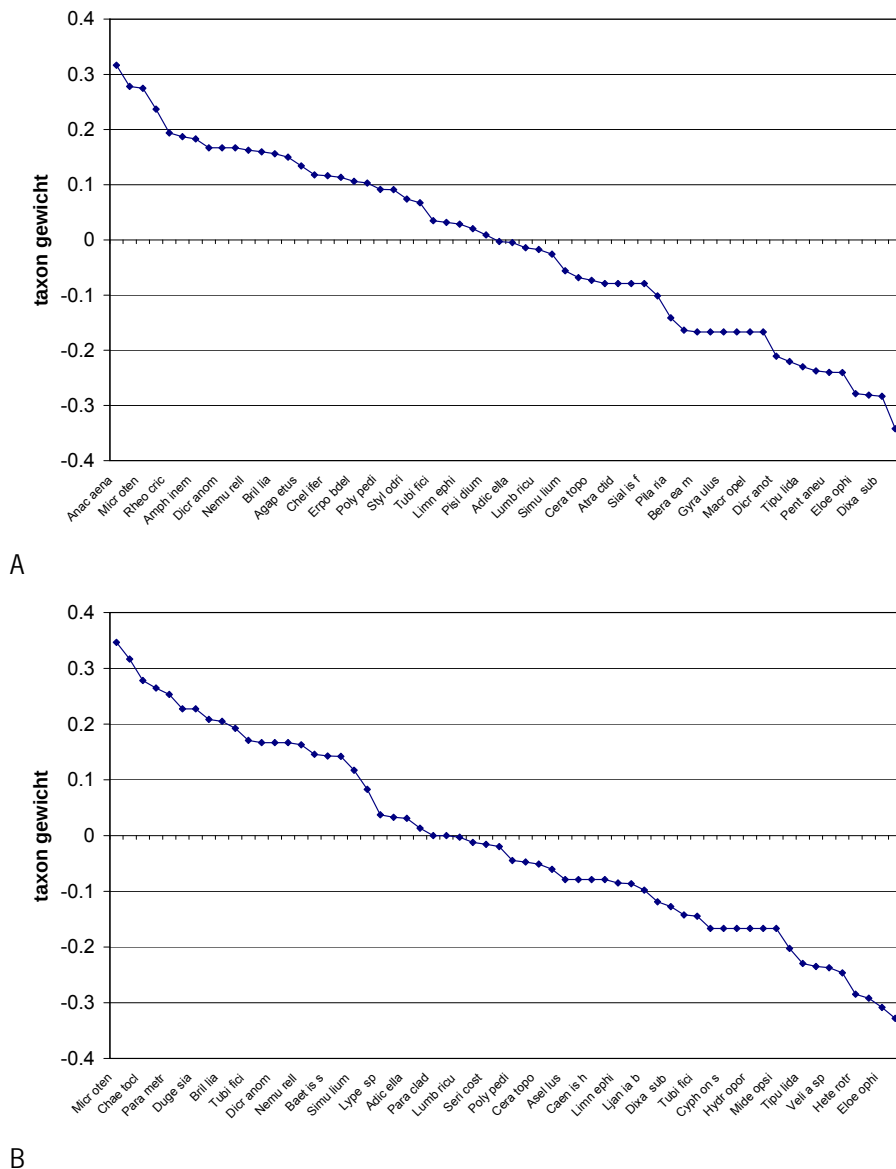
Relatieve telling

Axes	1	2	3	4	Total variance
eigenvalues	0.002	0.605	0.180	0.002	1.000
species-environment correlations	0.54	0.000	0.000	0.000	
cumulative percentage variance					
of species data	0.2	76.7	99.5	99.7	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
sum of all eigenvalues					0.791
sum of all canonical eigenvalues					0.002
test of significance of all canonical axes		trace		0.002	
		F-ratio		0.148	
		P-value		0.752	

Wanneer hierbij naar afzonderlijke taxa wordt gekeken blijken de taxongewichten eveneens laag (Figuur 19). De meest extreme gewichten behoren voor zowel getransformeerd als absoluut bij de *Prodiamesa olivacea* (negatief) en de genera *Microtendipes*, *Anacaena* en *Chaetocladius* (positief).

Figuur 19.

Taxongewicht van afzonderlijke taxa gebaseerd op een BACI analyse getransformeerd (A) en absoluut (B) van monster genomen voor en na de piek simulatie in controle- en verstoringstraject.



Macrofauna PRC analyse

De eigenwaarden van de eerste as van de PRC analyses zijn beduidend hoger dan de eigenwaarden van de overige assen, hetgeen erop duidt dat alle variantie door de eerste assen van getransformeerd en absoluut worden verklaard (Tabel 19). De analyses zijn beide niet significant (Tabel 19).

Tabel 19.*Overzicht van de belangrijkste kenmerken van de PRC analyse (macrofauna).***²log getransformeerd**

Axes	1	2	3	4	Total variance
eigenvalues	0.273	0.020	0.012	0.006	1.000
species-environment correlations	0.798	0.722	0.621	0.494	
cumulative percentage variance					
of species data	28.7	30.8	21.1	32.7	
of species-environment relation	87.8	94.1	98.1	100.0	
sum of all eigenvalues					0.952
sum of all canonical eigenvalues					0.311
test of significance of all canonical axes		trace		0.311	
		F-ratio		3.884	
		P-value		0.292	

Relatieve telling

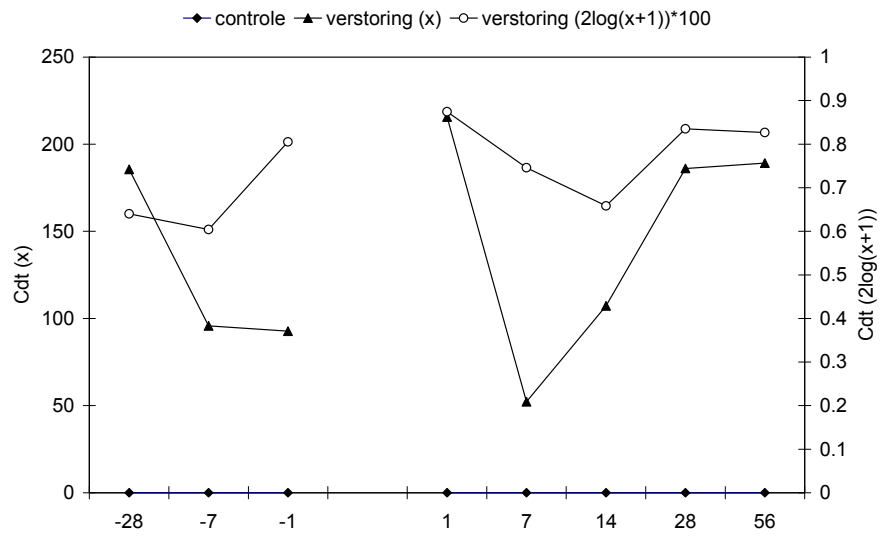
Axes	1	2	3	4	Total variance
eigenvalues	0.183	0.009	0.000	0.000	1.000
species-environment correlations	0.504	0.201	0.326	0.314	
cumulative percentage variance					
of species data	19.3	20.2	20.2	20.3	
of species-environment relation	95.1	99.8	99.9	100.0	
sum of all eigenvalues					0.948
sum of all canonical eigenvalues					0.192
test of significance of all canonical axes		trace		0.192	
		F-ratio		2.032	
		P-value		0.240	

De taxonsamenstelling van de getransformeerde monsters uit het verstoringstraject vlak voor (dag -1) en vlak na de piekafvoer (dag 1) vertonen nauwelijks verschil in 'standardized canonical coëfficiënt' (Cdt) (Figuur 20). De monsters van dag -28 en dag -7 alsook van dag 14 na de pieken wijken iets meer af en lijken meer op de controle (x-as). Omdat de variatie zowel voor als na de 5-pieken simulatie optreedt lijkt dit een variatie die optreedt in de tijd onafhankelijk van de verstoring.

De taxonsamenstelling van de absolute monsters uit het verstoringstraject vlak voor (dag -1) en vlak na de piekafvoer (dag 1) vertonen een relatief groot verschil in 'standardized canonical coëfficiënt' (Cdt) (Figuur 20), waarbij door de verstoring het verschil met de controle veel groter wordt. De monsters van dag 7 lijken meer op de controle. Op dag 14 en 28 wordt het verschil met de controle geleidelijk groter.

Figuur 20.

Verloop van de Cdt score in de tijd van het verstoringstraject (berekend op absolute abundanties (driehoeken) en $2\log$ getransformeerde abundanties (cirkels)) t.o.v. het controle-traject (x-as; blok).



4 Discussie, conclusies en aanbevelingen

4.1 Experimentele piek simulatie

De experimentele piekafvoeren komen goed overeen met de beoogde piekafvoeren. Hieruit blijkt dat de gehanteerde methode voor het creëren van piek simulaties door van het gebruik van een lengterichting dam en een 'balkenstuw' geschikt is. Er zijn wel verschillen gemeten in de snelheid van de op- en afbouw tussen beoogde en gerealiseerde piek, echter gezien de minimale verschillen lijkt het onwaarschijnlijk dat dit een effect op de resultaten van de experimenten heeft gehad. De toename van de stroomsnelheden tijdens de piek simulaties blijkt sterk af te hangen van de locatie waarop gemeten wordt. De tijdens de (top van de) piek simulaties opgetreden stroomsnelheden hebben lokaal voor substraatverplaatsingen gezorgd. Dit is tevens visueel waargenomen. Het is niet de afvoer maar de stroomsnelheid die voor veranderingen in beeksubstraten en structuren zorgt en drift van materiaal en dieren veroorzaakt.

Het verstoringstraject is structureel en de verhoging van de afvoer heeft vooral tot een verhoging van het waterniveau en een platdrukken van de aanwezige watereppe (*Berula erecta*) en bladpakketten geleid. De verhoging van het waterniveau, vooral bij een onregelmatige, flauwe oever, vlak de stijging van de stroomsnelheid af. In het 1-piek experiment is de afvoer met een factor 4 verhoogd terwijl de stroomsnelheid met een factor 2.35 toenam.

De damwand heeft in de pre- en post-piekperiode tot lokale verschillen in doorstroming geleid, wat de resultaten wellicht heeft beïnvloed. Het verdient aanbeveling deze verschillen nauwkeurig te monitoren en indien nodig bij te sturen.

- *Het verdient aanbeveling om in piek simulaties het waterniveau (de afvoer) en de stroomsnelheid continu te registreren, de laatste op verschillende locaties en dieptes.*
- *De gesimuleerde pieken leiden tot verplaatsing van het substraat. Het verdient daarom aanbeveling het substraatpatroon en –samenstelling nauwkeurig voor en na de piek te monitoren.*

4.2 Effecten op macrofauna en diatomeeën

De gesimuleerde afvoerpieken hebben geen effect op het aantal taxa van macrofauna. Over eventuele effecten op diatomeeën kan niets worden geconcludeerd. Direct, op dag 1 na de piek en vaak ook op de daarop volgende meetmomenten, lijkt er ook geen effect te zijn opgetreden op de aantallen individuen. Uit de analyse van de afvoerpiek bleek dat de afvoer wel 4x zo hoog werd, maar de stroomsnelheid maar met een factor 2.34 toenam. Het is mogelijk dat deze toename in stroomsnelheid te laag is geweest om individuen en taxa weg te spoelen. De hypothese dat taxa en/of individuen direct wegspoelen gaat niet op bij deze 4-voudige piekafvoer met een frequentie van 1 op 1 dag of 5 verdeeld over 7 dagen.

- *Het is aan te bevelen om stroomsnelheidsmetingen aan de bodem tijdens extreme piekafvoeren uit te voeren.*

Echter in beide experimenten treden kortstondige veranderingen in aantallen individuen op enkele dagen na de verstoring. Dit leidt tot de hypothese dat door de piekafvoer organisch materiaal uitspoelt, zoals ook blijkt uit de substraatopnamen bij het 5-pieken experiment. Dit verlies aan materiaal leidt tot verlies aan voedsel hetgeen secundaire drift van macrofauna veroorzaakt.

- *Het verdient aanbeveling deze secundaire drift met behulp van driftnetten in een vervolgexperiment vast te stellen.*

Het herstel na deze drift lijkt snel te verlopen (binnen 28 dagen). Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het inspoelen van materiaal en dieren van bovenstrooms. Deze omstandigheid zou in een natuurlijk systeem na een extreme piekafvoer minder snel optreden.

- *Het verdient daarom in ieder geval aanbeveling om herkolonisatie te beperken door het plaatsen van netten bovenstrooms van het verstoringstraject.*

Tijdens een extreme piek kunnen dieren refugia opzoeken onder platgedrukte waterplanten, in bladpakketten of in stromingsluwe zones langs de oever.

- *Het verdient aanbeveling om bij vervollexperimenten gericht extra monsters te nemen tijdens een piekafvoer om veranderingen in dichtheden tijdens de hoge afvoer zelf vast te stellen.*

Bij de 1-piek simulatie is slechts één monster voor de piek genomen hetgeen een interpretatie van een voor-na effect bemoeilijkt. Daarom is in de 5-pieken simulatie 3-maal vooraf aan de simulatie bemonsterd. De variatie tussen de verschillende dagen is voorafgaand aan de 5-pieken groot gebleken. Door deze variatie tussen de monsters is het moeilijk om kleine effecten van een afvoerpiek vast te stellen. Deze variatie is waarschijnlijk veroorzaakt door de verschillende habitats waarin bemonsterd is.

- *Om de invloed hiervan uit te sluiten wordt aanbevolen om in een vervollexperimenten steeds identieke habitats te bemonsteren.*
- *Ook is het aan te bevelen om een zo identiek mogelijk controle- en verstoringstraject te selecteren, omdat in de piek simulaties de soortensamenstelling van beide locaties nu enigszins verschilt.*

Of de 1-piek simulatie effect heeft gehad op de diatomeeënsamenstelling op touwtjes in de Springendalse beek is niet vast te stellen. De proefopzet laat niet toe conclusies te trekken. Het is noodzakelijk om vooraf meerdere monsters te nemen. De (kleine) aantalsveranderingen kunnen het gevolg zijn van de piekafvoer maar ook van tijdelijke zandbedekking of door temporele of methodische variatie. Touwtjes raken namelijk gemakkelijk met zand bedekt en diatomeeën kunnen in korte gemakkelijk van soortensamenstelling wisselen. Er zijn meer monsters nodig om dit definitief vast te stellen. Omdat het enige watereppemonster in het ordinatiediagram buiten de andere monsters is geplaatst, is het de vraag of de touwtjes een voldoende representatief substraat voor de diatomeeën vormen. Ook kan het zijn dat de soortensamenstelling tussen de touwtjes en de watereppe verschilt door een te korte kolonisatietijd van de touwtjes.

- *Om de werking/buikbaarheid van touwtjes te toetsen zou in een vervollexperiment verschillende substraten met verschillende kolonisatietijden in het controletraject bemonsterd moeten worden. Vervolgens moeten deze vergeleken worden met de soortensamenstelling op een natuurlijk substraat uit hetzelfde traject.*
- *Het is echter de vraag of diatomeeën wel geschikt zijn voor een dergelijke experimentele benadering.*

De touwtjes raakten regelmatig onder het zand bedolven. Dit kan veel onbekende variatie veroorzaken.

- *Het verdient aanbeveling om dergelijke methodische problemen apart te onderzoeken en een betrouwbare en gestandaardiseerde methodiek te ontwikkelen.*

Daarnaast is het nodig om de effecten van een piek simulatie in minder natuurlijke beek te (minder stabiel habitat en een meer aangepaste gemeenschap) te toetsen. Veel beken zijn over het algemeen minder begroeid met hogere waterplanten en meer geërodeerd. Hierdoor is het mogelijk dat het effect van een piekafvoer voor andere beken anders is. Daarbij leidt klimaatverandering tot het veel vaker in korte tijd optreden van extreme pieken.

- *Het verdient aanbeveling dit onderzoek in een half-natuurlijke en een hydrologisch verstoorde beek te herhalen.*
- *Het verdient aanbeveling dit onderzoek met meer pieken van hogere intensiteit te herhalen.*

4.3 Conclusies

Het doel van deze studie is een bijdrage leveren aan het ontwikkelen van inzicht en kennis in aard en omvang van effecten (2050) van klimaatverandering (met name neerslag-afvoer) op KRW-doelen in beken en beekdalen en op de effectiviteit van maatregelen die worden voorbereid in het kader van de implementatie van de KRW. Hierbij stond in deze studie het functioneren van beeksystemen in termen van macrofauna- en diatomeeënsamenstelling centraal.

De onderzochte natuurlijke beekbovenloop blijkt bij een eenmalige en bij een vijfvoudige verstoring door een piekafvoer met een omvang van overschrijdingsklasse vier (OV4) geen of hooguit uiterst geringe, kortstondige effecten op de macrofauna te laten zien. Effecten op de diatomeeën waren afwezig. Dit betekent dat een piekafvoer tot het viervoudige van de mediane afvoer in natuurlijke beken vanuit natuurdoelen acceptabel zijn. Maatregelen genomen voor de KRW die leiden tot waterretentie/-berging zouden zodanig gepland moeten worden dat onder de klimatologische omstandigheden voorspelt voor 2050 piekafvoeren krijgen die in ieder geval tot maximaal viermaal de mediane afvoer mogen reiken. Echter aanvullend onderzoek is nodig om te bepalen:

- a. of de overschrijdingsklasse 4 voor effecten in natuurlijke beeksystemen een drempelaar is of dat deze hoger ligt en of deze waarnemingen algemener geldig zijn voor bijvoorbeeld ook midden- en benedenlopen en andere seizoenen,
- b. daarnaast is het nog een vraag of de overschrijdingsklasse 4 geldt voor half-natuurlijke en genormaliseerde beeksystemen.

Daarnaast is het van belang bij de implementatie van de KRW maatregelen te zorgen dat beken kunnen gaan inunderen en wel op een zodanige wijze dat in de beekbedding afvoeren, die reiken tot maximaal 4 maal de mediane afvoer (lees stroomsnelheden van circa 2.5 maal de stroomsnelheid die optreedt onder de mediane afvoer).

Literatuur

Bal, D., Beijer, H.M., Fellingner, M., Haveman, R., Van Opstal, A.J.F.M., Zadelhoff, F.J., 2001. Handboek natuurdoeltypen. Rapport Expertisecentrum LNV nr. 2001/020.

Besse-Lototskaya, A., R.C.M. Verdonschot, P.F.M. Verdonschot & J. Klostermann 2007. Doorwerking klimaatverandering in KRW-keuzen: casus beken en beekdalen. Literatuurstudie. Alterra rapport 1536, Wageningen. 134 pp.

CBD, 1992. Convention on Biological Diversity. Convention text. Rio de Janeiro, 5 June 1992.

European Commission, 1979. Council directive of 2 April 1979 on the conservation of wild birds (79/409/EEC). 26 pp.

European Commission, 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. 1992L0043-EN-01.01.2007 - 005.001- 1. 66 pp.

European Commission, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council – Establishing a framework for Community action in the field of water policy. Brussels, Belgium, 23 October 2000.

IPCC (2001) Climate Change 2001. Summary for policymakers: A report of working group I of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: IPCC Third Assessment Report: Climate Change 2001. Beschikbaar op <http://www.ipcc.ch/pub/un/syngeng/spm.pdf>

KNMI (1999). De toestand van het klimaat in Nederland 1999. KNMI, De Bilt. 66 pp.

LVN, 2000. Natuur voor mensen, mensen voor natuur. Nota natuur, bos en landschap in de 21e eeuw. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 's-Gravenhage.

Malahide, 2004. Message from Malahide. Conference 'Biodiversity and the EU – Sustaining Life, Sustaining Livelihoods'. Malahide, Ireland 25-27 May 2004.

MNP (2005) Effecten van klimaatverandering in Nederland. MNP rapportnummer 773001034. Bilthoven. 111 pp.

Nijboer, R.C. & P.F.M. Verdonschot. 2000. Taxonomic adjustment affects data analysis: an often forgotten error. Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 27 . - p. 2546 - 2549.

STOWA 1994. Handboek debietmeten in open waterlopen. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer. Rapport 94-13. 73 pp.

STOWA, 2006a. Referenties en concept-maatlatten voor meren voor de Kaderrichtlijn Water. STOWA Rapport 42A, 350 pp.

STOWA, 2006b. Referenties en concept-maatlatten voor rivieren voor de Kaderrichtlijn Water: update april 2006. STOWA Rapport 43A, 204 pp.

Ter Braak, C.J.F., 1987. CANOCO: A FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal component analysis and redundancy analysis (version 2.1). TNO Institute of Applied Computer Science, Wageningen, The Netherlands. 95 pp.

Ter Braak, C.J.F. & P.F.M. Verdonschot, 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences* 57 (3) 256-288

Ter Braak C.J.F. & Smilauer P., 1998. CANOCO reference manual and users guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4). Centre for Biometry Wageningen, 1998. Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA), 352 pp.

Ter Braak C.J.F. & Smilauer P., 2002. CANOCO reference manual and users guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Centre for Biometry Wageningen, 1998. Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA), 500 pp.

Van der Aa N.G.F.M., Goes B.J.M., de Low P.G.B., den Otter C., Reckman J.W.T.M. & Stuurman R.J. 1999. Ecohydrologische systeemanalyse Springendalse beek. Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen TNO. NITG 99-168-B. 71 pp.

Van Walsum, P.E.V., P.F.M. Verdonschot & J. Runhaar, 2002. Effects of climate and land-use change on lowland stream ecosystems. *Alterra-rapport* 523. 200 pp.

Veraart, J. & E. Westein, 2005. De klimaatdimensie van de Kaderrichtlijn Water. Quick scan. 15 pp.

Verdonschot, R.C.M., H.J. de Lange & P.F.M. Verdonschot, 2007 (in druk). Klimaatverandering en aquatische biodiversiteit: literatuurstudie naar temperatuur. *Alterra Rapport*, 119 pp.

Bijlage 1. Overzicht van aangetroffen macrofauna in beide piek simulatie experimenten

1-piek experiment		5-pieken experiment	
taxoncode	taxonnaam	taxoncode	taxonnaam
ADICREDU	Adicella reducta	Adic ella	Adicella reducta
AGAPFUSC	Agapetus fuscipes	Agap etus	Agapetus fuscipes
BEEASPEC	Beraea sp	Amph inem	Amphinemura sp
CEPOGOAE	Ceratopogonidae	Anac aena	Anacaena globulus
CHFEIFSP	Chelifera sp	Asel lus	Asellus aquaticus
CHIRODAE	Chironomidae	Atra ctid	Atractides sp
CONEURSP	Corynoneura sp	Baet is s	Baetis sp
DITASPEC	Dicranota sp	Bera ea m	Beraea maurus
DIXIDAE	Dixidae	Bril lia	Brillia modesta
DUGEGONO	Dugesia gonocephala	Caen is h	Caenis horaria
ELODESSP	Elodes sp	Cera topo	Ceratopogonidae
ELOEOPSP	Eloeophila sp	Chae tocl	Chaetocladius sp
GAMMPULE	Gammarus pulex	Chel ifer	Chelifera sp
HYCARINA	Hydracarina	Cory none	Corynoneura sp
LIMNEPAE	Limnephilidae	Cric otop	Cricotopus sp
MIPSECSP	Micropsectra sp	Cyph on s	Cyphon sp
MITEGCHL	Microtendipes gr chloris	Dicr anom	Dicranomyia sp/Neolimonia sp
NEMOURAE	Nemouridae	Dicr anot	Dicranota sp
NEMYIASP	Neolimnomyia sp	Dixa sub	Dixa submaculata
OLCHAETA	Oligochaeta	Duge sia	Dugesia sp
PEDIRIVO	Pedicia rivosa	Elmi s sp	Elmis sp
PENTAINI	Pentaneurini	Elod es s	Elodes sp
PISIDISP	Pisidium sp	Eloe ophi	Eloeophila sp
PLTRCOSP	Plectrocnemia conspersa	Erpo bdel	Erpobdellidae
POPESCAL	Polypedium sp	Euki effe	Eukiefferiella sp
PSMYIAE	Psychomyiidae	Gamm arus	Gammarus sp
SETOPERS	Sericostoma personatum	Gyra ulus	Gyraulus albus
TAPODNAE	Spaeridium sp	Hete rotr	Heterotrissocladius marcidus
VELIASP	Velia sp	Hydr opor	Hydroporus sp
		Lebe rtia	Lebertia sp
		Limn ephi	Limnephilidae
		Ljan ia b	Ljania bipapillata
		Lumb ricu	Lumbriculidae
		Lype sp	Lype sp
		Macr opel	Macropelopia sp
		Micr opse	Micropsectra sp
		Micr oten	Microtendipes gr chloris
		Mide opsi	Mideopsis willmanni
		Naid inae	Naidinae
		Nemu rell	Nemurella pictetii

1-piek experiment		5-pieken experiment	
taxoncode	taxonnaam	taxoncode	taxonnaam
		Neol imno	Neolimnomyia sp
		Para clad	Paracladopelma sp
		Para metr	Parametriocnemus stylatus
		Pedi cia	Pedicia sp
		Pent aneu	Pentaneurini
		Pila ria	Pilaria sp
		Pisi dium	Pisidium sp
		Plec troc	Plectrocnemia conspersa
		Poly pedi	Polypedilum sp
		Prod iame	Prodiamesa olivacea
		Rheo cric	Rheocricotopus sp
		Seri cost	Sericostoma personatum
		Sial is f	Sialis fuliginosa
		Simu lium	Simulium sp
		Sper chon	Sperchon sp
		Styl odri	Stylodrilus heringianus
		Tipu lida	Tipulidae
		Tubi fici	Tubificidae juveniel met haarsetae
		Tubi fici	Tubificidae juveniel zonder haarsetae
		Veli a sp	Velia sp

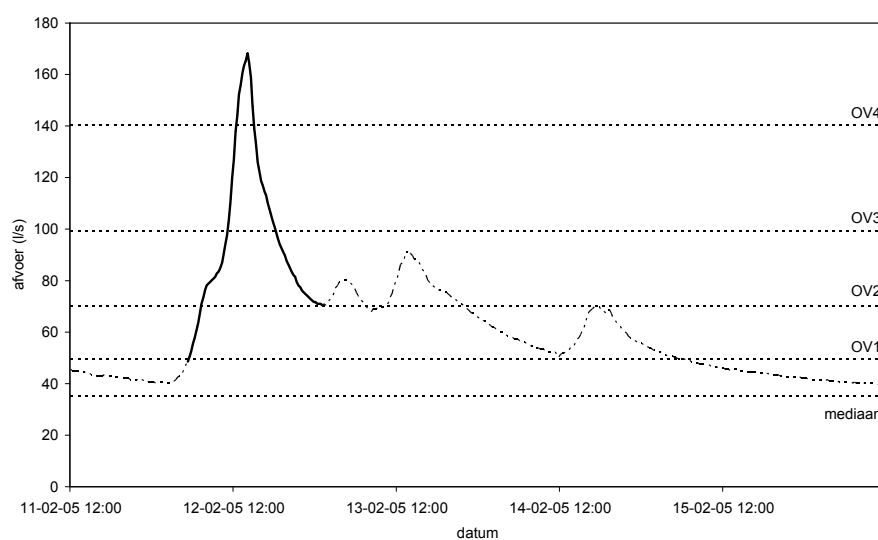
Bijlage 2. Overzicht van aangetroffen diatomeeën

Taxa

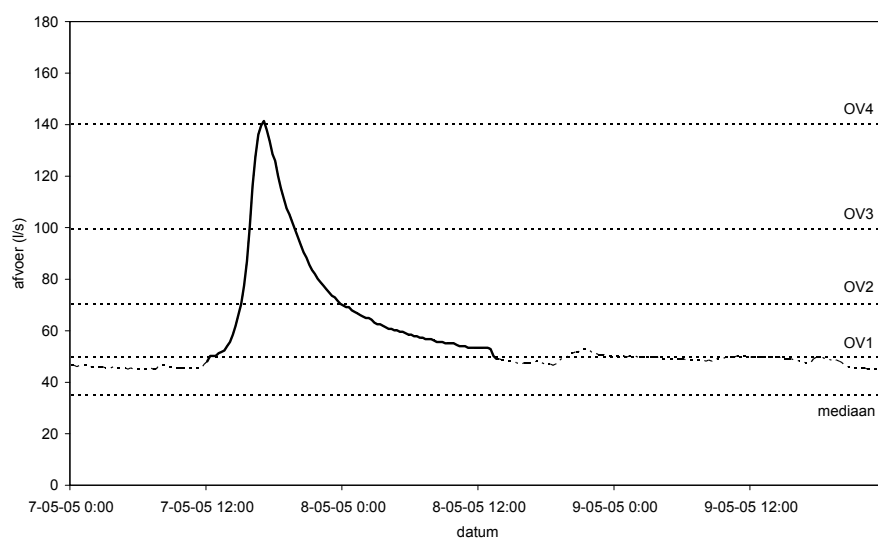
Achnanthes lutheri
Achnanthidium minutissimum
Cavinula variostrata
Chamaepinnularia soehrensii
Cymbopleura naviculiformis var *naviculiformis*
Eolimna minima
Eunotia bilunaris var *bilunaris*
Eunotia exigua
Eunotia minor
Eunotia rhomboidea
Fragilaria capucina var *capucina*
Fragilaria capucina var *vaucheriae*
Fragilaria virescens
Gomphonema clavatum
Gomphonema parvulum
Lemnicola hungarica
Mayamaea fossalis
Meridion circulare var *constrictum*
Navicula seminulum
Pinnularia sp
Placoneis clementis
Planothidium frequentissimum
Planothidium lanceolatum
Psammothidium bioretii
Psammothidium helveticum
Psammothidium rechtensis
Psammothidium subatomoides
Rhopalodia sp
Stauroneis anceps
Stauroneis kriegeri
Staurosira pinnata
Surirella angusta

Bijlage 3. Afvoerpieken (OV4) Springendalse beek, locatie “Blauwe Weg”

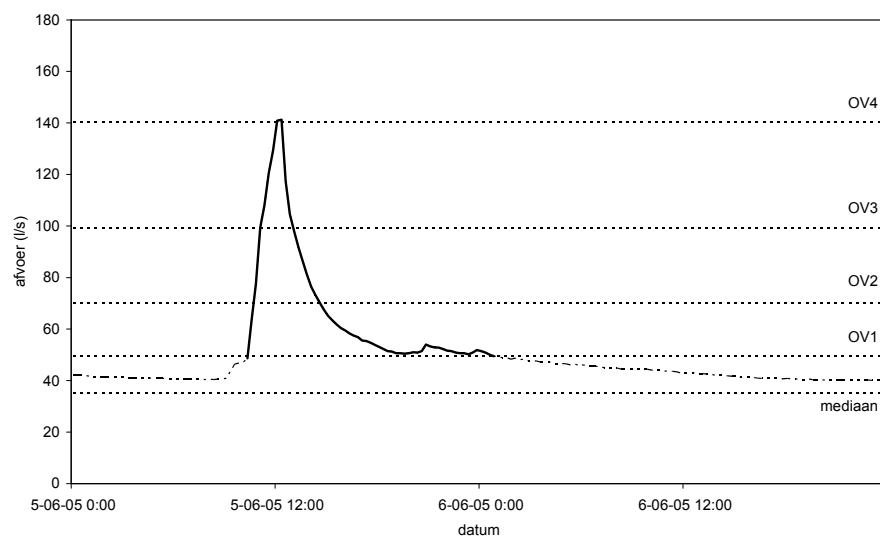
Afvoerpiek, klasse OV4, nummer 2



Afvoerpiek, klasse OV4, nummer 6

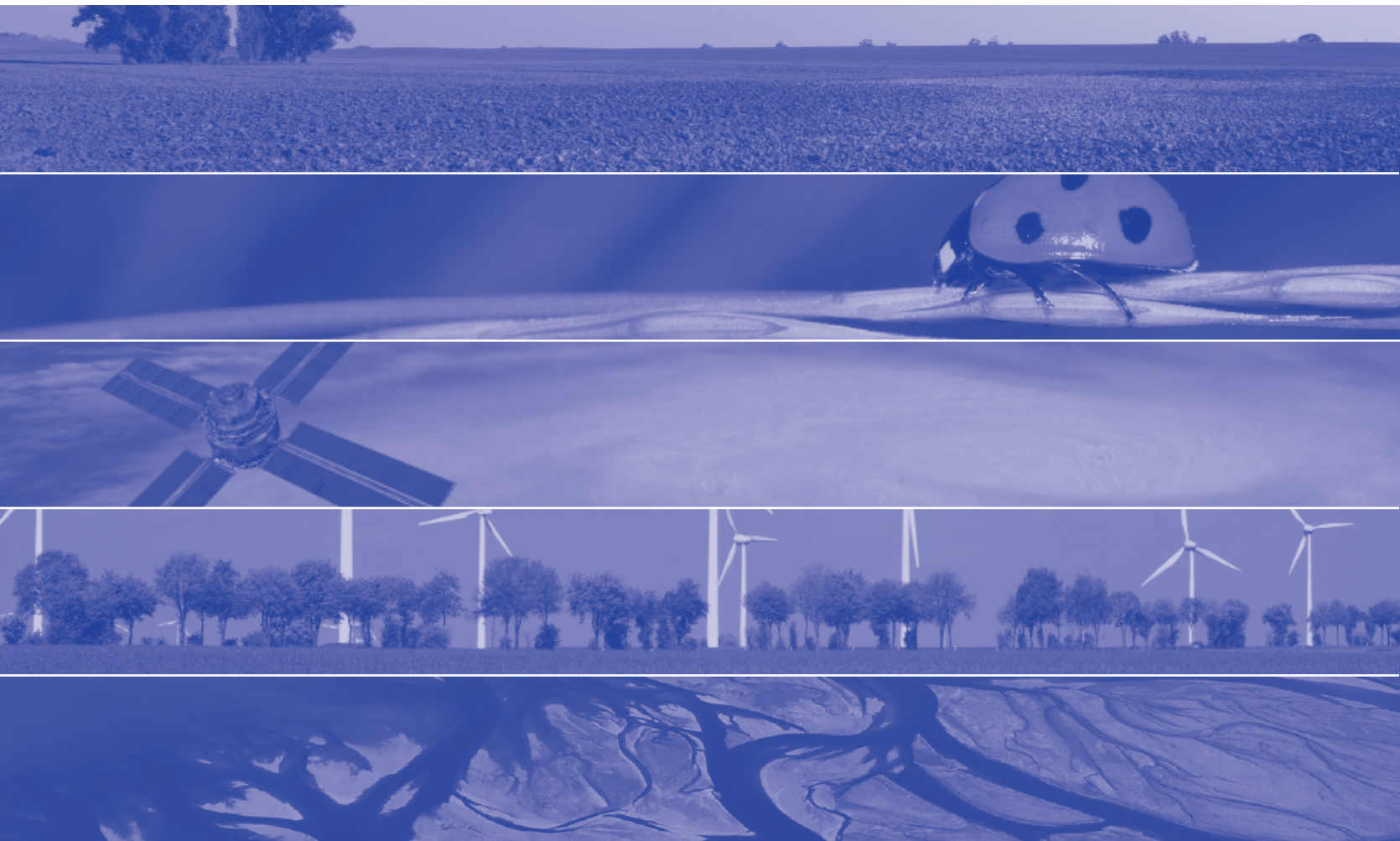


Afvoerpiek, klasse OV4, nummer 8



Bijlage 4. Karakteristieken OV4 afvoerpieken Blauwe weg

Pieknummer	Klasse	Stijgduur	Gemiddelde stijging	Max. stijging	Daalduur	Gemiddelde daling	Max. daling
2	OV1	1:45	2.7	3.6	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
2	OV2	3:45	1.8	3.6	7:00	3.5	70.4
2	OV3	1:15	8.1	11.1	3:15	3.1	6.8
2	OV4	1:30	4.0	8.1	1:00	7.4	11.0
6	OV1	2:45	1.6	4.2	13:30	0.4	2.7
6	OV2	0:45	6.9	9.5	4:15	1.7	2.9
6	OV3	1:15	10.6	15.5	2:30	3.9	5.8
6	OV4	0:15	1.8	1.8	0:15	3.5	3.5
8	OV1	0:15	15.3	15.3	10:00	0.5	2.4
8	OV2	0:15	13.5	13.5	1:45	4.3	6.1
8	OV3	1:00	12.9	21.9	0:30	9.7	12.7
8	OV4	0:30	6.0	11.6	0:15	24.0	24.0



Alterra is onderdeel van de internationale kennisorganisatie Wageningen UR (University & Research centre). De missie is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen UR bundelen negen gespecialiseerde en meer toegepaste onderzoeksinstituten, Wageningen University en hogeschool Van Hall Larenstein hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 40 vestigingen (in Nederland, Brazilië en China), 6.500 medewerkers en 10.000 studenten behoort Wageningen UR wereldwijd tot de vooraanstaande kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen natuurwetenschappelijke, technologische en maatschappijwetenschappelijke disciplines vormen het hart van de Wageningen Aanpak.

Alterra is het kennisinstituut voor de groene leefomgeving en bundelt een grote hoeveelheid expertise op het gebied van de groene ruimte en het duurzaam maatschappelijk gebruik ervan: kennis van water, natuur, bos, milieu, bodem, landschap, klimaat, landgebruik, recreatie etc.

Meer informatie: www.alterra.wur.nl