ALTERRA
WAGENINGEN UR

Doorwerking klimaatverandering in KRW-keuzen: casus beken en beekdalen

Literatuurstudie

A. Besse-Lototskaya
R.C.M. Verdonschot
P.F.M. Verdonschot
J. Klostermann



Alterra-rapport 1536, ISSN 1566-7197

Doorwerking klimaatverandering in KRW keuzen: casus beken en beekdalen

In opdracht van ministerie van LNV, Cluster Vitaal Landelijk Gebied BO-01, thema water.

Doorwerking klimaatverandering in KRW-keuzen: casus beken en beekdalen

Literatuurstudie

A. Besse-Lototskaya, R.C.M. Verdonschot, P.F.M. Verdonschot & J. Klostermann

Alterra-rapport 1536

Alterra, Wageningen, 2007

REFERAAT

A. Besse-Lototskaya, R.C.M. Verdonschot, P.F.M. Verdonschot & J. Klostermann, 2007. *Doorwerking klimaatverandering in KRW-keuzen: casus beken en beekdalen (literatuurstudie).* Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1536. 134 blz.; 20 fig.; 11 tab.; 186 ref.

Klimaatverandering staat hoog op politieke en maatschappelijke agenda's. Dat het klimaat verandert is geen nieuws en de komende eeuw zullen we meer en meer te maken krijgen met de gevolgen. Beeksystemen zijn regenwater gevoed. Zowel veranderingen in temperatuur als in neerslagpatroon en hoeveelheden zullen aangrijpen op deze systemen. In dit rapport zijn effecten en mogelijke maatregelen in het ecosysteemtype beken en beekdalen geanalyseerd. Hierbij is aandacht voor het functioneren van watersystemen en de door de Kaderrichtlijn Water gestelde ecologische, hydromorfologische en chemische waterkwaliteitseisen. Met behulp van een literatuurstudie en expert judgement is inzicht gegeven in de effecten van de klimaatverandering op neerslag en temperatuur, de doorwerking in het ecosysteem van beken en beekdalen en de gevolgen voor de KRW maatlatten en maatregelen.

Trefwoorden: klimaatverandering, temperatuur, beken, beekdalen, Kaderrichtlijn Water, macrofauna, macrofyten, fytobenthos, vissen

ISSN 1566-7197

Dit rapport is digitaal beschikbaar via www.alterra.wur.nl. Een gedrukte versie van dit rapport, evenals van alle andere Alterra-rapporten, kunt u verkrijgen bij Uitgeverij Cereales te Wageningen (0317 46 66 66). Voor informatie over voorwaarden, prijzen en snelste bestelwijze zie www.boomblad.nl/rapportenservice

© 2007 Alterra
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; 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.

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 1536/augustus/2007]

Inhoud

Woord vooraf 7

Samenvatting 9

Inleiding 11

I Doorwerking van klimaatverandering op KRW keuzen 13

1 Doorwerking op KRW maatlatten 13
1.1 Macrofauna 14
1.2 Fytobenthos (diatomeeën) 16
1.3 Vissen 17
1.4 Waterplanten (macrofyten) 18
1.5 Conclusies 18

2 Doorwerking op KRW maatregelen 21
2.1 Generieke maatregelen van belang voor beken en beekdalen 22
2.2 Maatregelen specifiek voor beken en beekdalen 24

II Achtergrondinformatie over interactie tussen klimaat en beekecosystemen 29

3 Introductie 29
3.1 Hydrologie van beken 29
3.1.1 Voeding 29
3.1.2 Afvoerpatronen 31
3.1.3 Invloed van de afvoerdynamiek op de beekmorfologie 31
3.2 Temperatuurregime 34

4 Klimaatverandering in Nederland 37
4.1 Klimaatscenario's 37
4.2 Toepassing klimaatscenario's op Nederlandse beeksystemen 40
4.3 Vertaling van de potentiële veranderingen naar ecologisch bruikbare componenten 41

5 Veranderingen in het hydrologische regime 45
5.1 Introductie 45
5.2 Effecten van extreme piekafvoeren op beekorganismen 45
5.3 Effecten van een lage afvoer en droogval op beekorganismen 48
5.4 Respons van organismen op hydrologische verstoringen 50
5.5 Conclusies veranderingen in het hydrologische regime van beken 52

6 Veranderingen in het temperatuurregime 55
6.1 Introductie 55
6.2 Effecten van een temperatuurstijging op de fysiologie van organismen 56
6.3 Effecten van een temperatuurstijging op de verspreiding van soorten 59
6.4 Conclusies veranderingen in het thermische regime van beken 63

7 Veranderingen in oeverzone-beek interacties: oevervegetatie, nutriëntencycli en beekmetabolisme 65
7.1 Introductie 65
7.2 Effecten als gevolg van verandering van de vegetatie van het stroomgebied 66
7.3 Potentiële effecten op nutriëntencycli en -spiralen 68
7.3.1 Nutriëntenhuishouding tijdens piekafvoeren 70
7.3.2 Nutriëntenhuishouding tijdens lage afvoeren/verdroging 71

8 Conclusies 73
8.1 Toename van de afvoer/extreme afvoerpieken 73
8.2 Verlaging van de afvoer/verdroging 74
8.3 Stijging van de watertemperatuur 75
8.4 Veranderingen in de levensgemeenschap van een beek 76
8.5 Effecten van klimaatverandering herkennen 77

Literatuur 79

Bijlage 1. Ecologische preferenties en toleranties van de fytobenthos taxa uit de KRW maatlat voor beken 95

Bijlage 2. Ecologische preferenties en toleranties van de macrofauna taxa uit de KRW maatlat voor beken 99

Bijlage 3. De effecten van klimaatverandering op verschillende organismegroepen en ecosysteemprocessen 131

Woord vooraf

Klimaatverandering staat hoog op politieke en maatschappelijke agenda's. Dat het klimaat verandert is geen nieuws en de komende eeuw zullen we meer en meer te maken krijgen met de gevolgen. Maar hoe doe je dat als de snelheid van verandering en de precieze aard en effecten nog onduidelijk zijn? In kwalitatief opzicht is er overeenstemming dat de temperatuur stijgt en de neerslagpatronen onregelmatiger en intensiever gaan worden.
Beeksystemen zijn regenwater gevoed. Zowel veranderingen in temperatuur als in neerslagpatroon en hoeveelheden zullen aangrijpen op deze systemen. Beken zijn tegelijk drager van misschien wel 75% van onze natuur, faciliteren de afvoer van overtollig water en regelen de grondwaterstanden in landbouw, stedelijk en natuurgebied. Een multifunctionele rol in het Nederlandse landschap.
De KaderRichtlijn Water (KRW) stelt nieuwe eisen aan het waterbeheer en beken worden geacht hieraan te voldoen. Voor Nederland een grote uitdaging om aan deze wensen van Brussel tegemoet te komen.
Aandacht voor de gevolgen van klimaatverandering in interactie met de KRW in beken en beekdalen is daarom geen verrassing. Inspelen op een veranderend klimaat en tegelijk streven naar een verbetering van de ecologische toestand vraagt om inzicht in en instrumenten om een win-win situatie te bereiken.
Dit project levert een belangrijk overzicht van bestaande kennis en inzicht om klimaat, KRW en beken te stroomlijnen.

Deze studie is uitgevoerd met financiering van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, cluster Vitaal Landelijk Gebied, thema Water.

Cees Kwakernaak (themacoördinator Water van Alterra) en Siep Groen (LNV DRZ) worden bedankt voor de aansturing van dit project. Karin Didderen (Alterra) willen we bedanken voor haar inbreng van de aan vissen gerelateerde aspecten.

Samenvatting

Dit rapport beschrijft de effecten van klimaatverandering op de Nederlandse beekecosystemen. Op basis van een literatuurstudie en expert judgement is er een overzicht gemaakt van veranderingen die zich kunnen voordoen als gevolg van klimaatverandering, zoals die op dit moment voorspeld wordt voor Nederland. Uitgangspunt hierbij is de ecologie; de reactie van aquatische organismen op veranderingen in abiotische omstandigheden en ecosysteemprocessen en de biotische interacties tussen soorten. Echter, een grote mate van onzekerheid in de klimaatsvoorspellingen en grote hiaten in de kennis van de effecten van klimaatverandering op het functioneren van ecosystemen, maakt het lastig om te bepalen welke veranderingen binnen beekecosystemen uiteindelijk daadwerkelijk zullen optreden. Daarom is ervoor gekozen een breed scala aan mogelijkheden te beschrijven.

Op basis van de huidige kennis is de verwachting dat er, als gevolg van klimaatverandering, de komende 50-100 jaar aanzienlijke veranderingen kunnen optreden in de hydrologie en de watertemperatuur van Nederlandse beken, namelijk:

- toename van de afvoer (in de winter)/optreden van meer extreme piekafvoeren (het gehele jaar),
- afname van de afvoer/verdroging (in de zomer),
- stijging van de watertemperatuur.

Deze veranderingen hebben directe en indirecte gevolgen voor beekecosystemen. De belangrijkste effecten zijn:

- veranderingen in de structuur van de beekbedding,
- veranderingen in de beschikbaarheid en het transport van stoffen,
- veranderingen in de levensgemeenschap van de beek.

Of al deze veranderingen, en de mate waarin ze optreden, is sterk afhankelijk van het beektype. Verschillen in geologie en topografie, maar ook vegetatie en landgebruik van het omliggende stroomgebied, hebben tot gevolg dat de invloed van klimaatverandering van beek tot beek kan verschillen.

Doorwerking op de Kaderrichtlijn Water

De toekomstige veranderingen in het klimaat zullen effect hebben op de implementatie van de KRW. Dit geldt voor de maatlatten voor alle 13 beektypen en voor alle organismegroepen, maar ook voor de beek- en beekdalherstelmaatregelen.

De mate waarop de KRW maatlatten beïnvloed worden zullen variëren per:

- organismegroep,
- beektype,
- mate van verstoring van het gebied,
- sturende factor van klimaatverandering,
- tijdstip van bemonstering.

Potentiële maatregelen voor het verminderen van de doorwerking van klimaatverandering op de KRW maatlatten zijn:

- Het selecteren (nader onderzoek nodig) van temperatuurgevoelige soorten (bij macrofauna op groepsniveau) en verwijderen uit de maatlat.
- Het kiezen van het tijdstip van bemonstering dat ruim buiten perioden van piekafvoer en droogte ligt.
- Het aanpassen van de referentiesituatie in een maatlat aan de nieuwe klimaatsomstandigheden.
- De effecten van toename in afvoer en eutrofiëring als gevolg van klimaatverandering sturen met behulp van maatregelen.
- Extra aandacht besteden aan permanente bovenlopen die meest gevoelig zijn voor de doorwerking van klimaatverandering op de KRW maatlatten.

De meerderheid van de beek- en beekdalherstelmaatregelen (84%) wordt negatief of positief beïnvloed door klimaatverandering. Van de drie belangrijkste groepen maatregelen is de doorwerking het grootst bij de maatregelen ten behoeve van stroming (effect bij 100% van de maatregelen), gevolgd door die ten behoeve van structuren (effect bij 80% van de maatregelen) en stoffen (effect bij 78% van de maatregelen). De doorwerking van klimaatverandering is in de meeste gevallen negatief (de maatregel wordt gehinderd of te niet gedaan). In een klein aantal gevallen is de doorwerking positief (de werking van een maatregel wordt versterkt): dit geldt alleen voor de maatregelen ten behoeve van structuren. De belangrijkste factor van de doorwerking is de toename in piekafvoeren (68%), in mindere mate – de toename in perioden van droogte (32%). De mate van doorwerking zullen per maatregel en per beek verschillen. De temperatuurstijging heeft geen invloed op de maatregelen. De maatregelen die genomen worden om de afvoerpieken te bufferen zijn onder de veranderende klimaatsomstandigheden van extra belang.

Dit rapport is gebaseerd op een extrapolatie van kennis over de effecten van klimaatverandering op beken en beekdalen. Om de mate van de effecten op beken en beekdalen en op de KRW keuzen beter in te schatten en te onderbouwen is empirisch onderzoek zeer wenselijk.

Inleiding

De verwachting is dat klimaatveranderingen het effect van de maatregelen die genomen gaan worden in het kader van de implementatie van de Kaderrichtlijn Water (KRW), negatief zullen beïnvloeden. Ook kunnen de toekomstige klimaatveranderingen invloed hebben op de betrouwbaarheid van de KRW maatlatten en daarmee op de betrouwbaarheid van het meetinstrumentarium behorende bij de KRW. Wanneer in het kader van de KRW afvoerregulerende maatregelen genomen worden terwijl tegelijkertijd door klimaatveranderingen de afvoerdynamiek zal toenemen zullen beide strijdig kunnen zijn of zal klimaatverandering de maatregel teniet doen. Tot op heden zijn dergelijke effecten op langere termijn kwalitatief geduid maar heeft nog geen daadwerkelijke analyse plaatsgevonden. Een belangrijke eerste stap is genomen in het Nationaal Onderzoeksprogramma Klimaat II (NOP-II) waarin de doorwerking van klimaatverandering op neerslag en daarmee op de afvoerdynamiek van laaglandbeken is doorgerekend (Van Walsum et al. 2002).

De kennisvraag van de doelgroep luidt: *Hoe kunnen effecten van de verwachte klimaatverandering worden verdisconteerd in het implementatietraject van de KRW voor wat betreft doelen en maatregelen in LNV-sectoren?* Dit rapport richt zich op beantwoording van de kennisvragen 4.1 en 4.2 uit het programma van eisen cluster Vitaal Landelijk Gebied (VLG).

De overkoepelende doelstellingen van het onderzoek zijn:
- inzicht te bieden in effecten van klimaatverandering (2050) op watersystemen, ecosysteemfuncties en chemische waterkwaliteit;
- het ontwikkelen van een voorstel voor (additionele) maatregelen m.b.t. LNV-sectoren die nodig zijn om bij de implementatie van de KRW tevens te anticiperen op effecten van klimaatverandering.

In dit kader worden verschillende deelonderzoeken uitgevoerd in 2006, 2007 en mogelijk 2008.

In dit deelrapport, opgesteld in 2006, zijn effecten en mogelijke maatregelen in het ecosysteemtype beken en beekdalen geanalyseerd. Hierbij is aandacht voor het functioneren van watersystemen en de door de KRW gestelde ecologische, hydromorfologische en chemische waterkwaliteitseisen. Met behulp van een literatuurstudie en expert judgement is inzicht gegeven in de effecten van de klimaatverandering op neerslag en temperatuur, de doorwerking in het ecosysteem van beken en beekdalen en de gevolgen voor de KRW maatlatten en maatregelen. Hierbij is voortgeborduurd op de resultaten van de genoemde NOP-II-studie Klimaat en Beken (Van Walsum et al. 2002). Er is gebruik gemaakt van kennis over effecten van klimaatverandering op de afvoerkarakteristiek van beken en op de verdroging / verdamping.

De volgende factoren en ecosysteemtypen zijn gebruikt:

Klimaatsfactoren:
- neerslag (afvoerdynamiek)
- temperatuur

Ecosysteemtypen en organismegroepen:
- beken (waterplanten, fytobenthos, macrofauna, vissen)
- beekdalen (oeverplanten)

I Doorwerking van klimaatverandering op KRW keuzen

De Kaderrichtlijn Water richt zich direct op beken en indirect op beekdalen: de maatlatten zijn gericht op beken alleen, de maatregelen richten zich op beken én beekdalen.

Er zijn 13 beektypen binnen de KRW (STOWA 2006):
R1 – droogvallende bron
R2 – permanente bron
R3 – droogvallende, langzaam stromende bovenloop op zand
R4 – permanente, langzaam stromende bovenloop op zand
R5 – langzaam stromende middenloop / benedenloop op zand
R9 – langzaam stromende bovenloop op kalkhoudende bodem
R10 – langzaam stromende middenloop op kalkhoudende bodem
R11 – langzaam stromende bovenloop op veenbodem
R12 – langzaam stromende middenloop / benedenloop op veenbodem
R13 – snelstromende bovenloop op zand
R14 – snelstromende midden / benedenloop op zand
R17 – snelstromende bovenloop op kalkhoudende bodem
R18 – snelstromende midden / benedenloop op kalkhoudende bodem

De klimaatverandering heeft mogelijk effect op de KRW zoals op de kwaliteit van de maatlatten of/en op de resultaten van de genomen maatregelen.

1 Doorwerking op KRW maatlatten

De maatlatten voor beken zijn gebaseerd op 4 organismegroepen: macrofauna, waterplanten (macrofyten), vissen en fytobenthos (diatomeeën). De basis voor de maatlat voor elke groep is de autecologische kennis op soortsniveau. De referentiesituatie (hoogst haalbaar ecologische waterkwaliteit) voor elke watertype gaat uit van de huidige klimaatsomstandigheden. De nieuwe omstandigheden, als resultaat van de klimaatverandering, veroorzaken mogelijk een nieuwe referentiesituatie waardoor de maatlatten en daaruit berekend ecologische kwaliteitsratio (EKR) beïnvloed worden of niet meer werken. Ook kunnen sommige aspecten van de klimaatverandering (bijvoorbeeld, frequentere afvoerpieken en perioden van droogte) de beekgemeenschappen voor een korte periode veranderen en daardoor de resultaten van de totale EKR beoordeling beïnvloeden.

De doorwerking van de klimaatverandering op de KRW maatlatten in beken kan worden geëvalueerd door het spiegelen van de specifieke effecten van de klimaatverandering (temperatuurverhoging, hydrologische en morfologische verstoring door piekafvoer en droogval) op de soorten die in de 13 KRW beektypen gebruikt worden

als kenmerkende, negatieve en positieve soorten. Aan de hand daarvan kan een voorspelling gedaan worden over de mate waarop de KRW maatlatten (per watertype) door de klimaatverandering worden beïnvloed.

In deze studie zijn de KRW groepen macrofauna en fytobenthos (diatomeeën) als voorbeeld geselecteerd om de doorwerking van de klimaatverandering op de KRW maatlatten per beektype te beoordelen. De ecologische preferenties en toleranties van de taxa die voor de KRW maatlatten zijn gebruikt, zijn op basis van de literatuurgegevens verzameld in Bijlagen 1 en 2. Er zijn vervolgens conclusies getrokken op basis van deze literatuurgegevens en expert judgement. De effecten op de andere groepen (vissen en waterplanten) zijn op hoger niveau en slechts op basis van expert judgement geëvalueerd.

1.1 Macrofauna

Voor de macrofauna analyse zijn de volgende ecologische toleranties opgenomen: temperatuurgrenzen voor het overleven en voor de reproductie, groei en ontwikkeling, en tolerantie voor de hydrologische verstoring, droogval en morfologische verstoring (Bijlage 2). De analyse van de verzamelde gegevens (Tabel 1.1.1) laat zien dat de huidige maatlatten vooral op het niveau van hydromorfologische verstoring gebaseerd zijn. De mate van hydromorfologische stress bepalen voor het grootste deel de ecologische kwaliteit van een beek. Hoe meer verstoring door afvoer (piekafvoer of droogval), hoe slechter de EKR van een beek wordt. De hydromorfologische verstoring (toename in piekafvoer en droogval) als gevolg van klimaatverandering heeft daarom invloed op de KRW maatlatten en zal de daaruit berekende ecologische waterkwaliteit in de meeste gevallen verslechteren. Echter, de effecten van deze hydromorfologische verstoring zijn via bestaande maatregelen stuurbaar waardoor dit aspect van de klimaatverandering niet onomkeerbaar is.

Tabel 1.1.1. Analyse van de ecologische preferentie/tolerantie gegevens van macrofauna uit de KRW maatlatten voor de KRW beektypen zoals opgenomen in Bijlage 2.

aantal taxa in alle maatlatten	596
gemiddeld aantal taxa per maatlat	176
aantal taxa met informatie over morfologische verstoring	276
aantal taxa met informatie over hydrologische verstoring	286
aantal taxa met informatie over droogval effecten	10
aantal taxa met informatie over alle T toleranties	73
% taxa met informatie over T toleranties	12
aantal taxa met informatie over max T tolerantie waarbij groei, reproductie en ontwikkeling kan optreden (rangemax T)	49
% taxa met rangemax T informatie	8

De droogvallende beektypen (R1 en R3) zijn, in tegenstelling tot de andere typen, waarschijnlijk minder gevoelig voor de effecten van droogval als resultaat van klimaatverandering omdat deze macrofauna gemeenschappen al zijn aangepast aan of

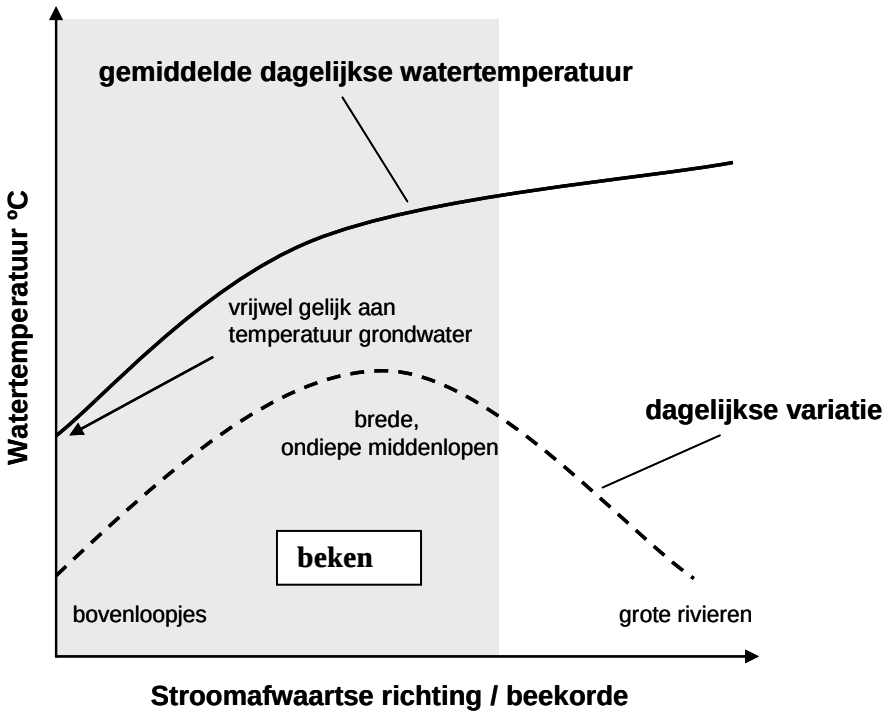
veranderd door de situaties van tijdelijk droogval. Voor deze beektypen zijn de consequenties afhankelijk van de mate van toename in droogval. De effecten op de maatlat zullen waarschijnlijk drempelgewijs veranderen. Van alle beektypen zijn permanente bovenlopen (inclusief permanente bronnen) waarschijnlijk het meest gevoelig voor hydromorfologische veranderingen, zoals de toename in piekafvoer en droogte. De doorwerking van hydromorfologische verstoring als gevolg van klimaatverandering op de KRW maatlat zal voor deze beektypen het grootst zijn.

Uit het onderzoek naar kennis over temperatuurtoleranties en -preferenties van macrofauna taxa uit de KRW maatlatten blijkt dat over slechts 12% van de taxa in de literatuur informatie te vinden is (Tabel 1.1.1). Met een meer uitgebreid literatuuronderzoek is er waarschijnlijk meer informatie in de grijze literatuur te vinden maar het zal waarschijnlijk voor niet meer dan 20-30% soorten zijn. Op basis van expertkennis is wel bekend dat macrofauna soorten, vooral sommige taxa groepen (zoals platwormen), gevoelig zijn voor temperatuurveranderingen. De analyse van de relatie tussen de temperatuurtolerantie van de macrofauna taxa en de KRW maatlat (Tabel 1.1.2) representeert daarom slechts een beperkte steekproef. In totaal 49 macrofauna taxa (8% van alle taxa die voor de maatlatten gebruikt worden) hebben een maximum temperatuurtolerantie waarbij problemen met groei, reproductie en ontwikkeling kunnen optreden. De verandering in deze taxa kunnen onder het nieuwe temperatuurregime als gevolg van klimaatverandering de maatlatten potentieel beïnvloeden. De doorwerking van de klimaatverandering zou in droogvallende beken van typen R1 (droogvallende bron) en R3 (droogvallende, langzaam stromende bovenloop op zand) het minst zijn. In beken van type R13 (snelstromende bovenloop op zand) zou de doorwerking het grootst zijn.

Tabel 1.1.2. Analyse van de relatie tussen de temperatuurtolerantie (maximale temperatuur waarbij nog groei, reproductie en ontwikkeling kan optreden) van de macrofauna taxa en de KRW maatlat. Het potentiële effect van de toename in temperatuur per beektype is weergeven in scores (hogere scores representeren meer effect). De scores zijn als volgt berekend: effect = (aantal positieve indicatoren x 2) + aantal kenmerkende taxa – aantal negatieve indicatoren.

beektype	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18
effect T stijging in scores	5	19	5	22	19	15	20	15	20	34	23	26	25

De conclusie dat de droogvallende beektypen, in tegenstelling tot andere typen, minder gevoelig zijn voor een toename in temperatuur omdat deze macrofauna gemeenschappen al zijn aangepast aan de situaties van temperatuurpieken tijdens de perioden van droogval wordt door expert judgement bevestigd. De relatief hoge gevoeligheid van het beektype R13 op de temperatuurstijging kan niet door de experts worden bevestigd. Uit de literatuur is wel bekend dat de mate van dagelijkse watertemperatuurvariatie is afhankelijk van de beekorde (Figuur 1.1.1). De macrofauna gemeenschappen van bovenlopen zijn meer gevoelig / kwetsbaar voor temperatuurveranderingen dan die van middenlopen. Dit betekent dat de alle beektypen de permanente bovenlopen (inclusief permanente bronnen) meest temperatuurgevoelige macrofauna gemeenschappen herbergen, waardoor de doorwerking van de temperatuurstijging op KRW maatlatten in deze beektypen het grootst is.



Figuur 1.1.1. Gemiddelde en variatie in de dagelijkse watertemperatuur als functie van de beekorde/ stroomafwaartse richting (gewijzigd naar Caissie 2006). Het grijze gedeelte is van toepassing op de beektypen die in dit rapport behandeld zijn.

Omdat de huidige kennis van temperatuurgevoeligheid van de maatlatsoorten zeer beperkt is, is de maat van de doorwerking van temperatuurstijging op de KRW maatlatten niet met zekerheid te voorspellen. Meer onderzoek naar de relatie tussen de maatlatsoorten en temperatuurtolerantie, bijvoorbeeld op orderniveau, is nodig. Er kan gedacht worden aan een selectie van een aantal modelsoorten waarmee in het lab of het veld geëxperimenteerd kan worden om de temperatuurtoleranties vast te stellen. Daarna kan deze informatie opgeschaald en toegepast worden om bijvoorbeeld de T-gevoelige groepen van macrofauna uit de maatlat te verwijderen. Daarmee kan de maatlat klimaatbestendig gemaakt worden. Deze kennis is vooral belangrijk omdat een toename in temperatuur als gevolg van klimaatverandering niet stuurbaar is door middel van maatregelen.

Eutrofiëring als indirect gevolg van klimaatverandering speelt ook belangrijke rol voor de KRW maatlatten maar is, net als veranderingen in hydromorfologie, stuurbaar met geëigende maatregelen.

1.2 Fytobenthos (diatomeeën)

Uit eerdere onderzoeken binnen en buiten Nederland is bekend dat voor fytobenthos gemeenschappen voedingsstoffen, zuurstof-, stikstof-, zoutgehalte, en zuurgraad de belangrijkste sturende factoren zijn (o.a. van Dam et al. 1994). De huidige fytobenthos KRW maatlatten voor beken zijn vooral gebaseerd op de relatie tussen de diatomeeënsamenstelling en deze factoren. Omdat de diatomeeën met

name gevoelig zijn voor de veranderingen in de voedingsstoffen, kan het piek-afvoerpatroon in een nieuwe klimaatsituatie wel indirect invloed hebben op de diatomeeënsamenstelling via de verhoogde nutriëntenaanvoer door uit- en afspoeling van de omgeving. De gevolgen van eutrofiëring zijn wel stuurbaar met behulp van beek- en beekdalherstelmaatregelen.

Er is nauwelijks iets bekend uit de literatuur over de temperatuurtolerantie van fytobenthos taxa in beken (Bijlage 1). In het algemeen wordt aangenomen dat diatomeeën vrij onafhankelijk zijn van temperatuurwisselingen, vooral ten opzichte van andere factoren (zoals voedingsstoffen) en ten opzichte van de andere KRW organismegroepen. De doorwerking van temperatuurstijging op de diatomeeën-samenstelling en op de KRW maatlatten is daarom moeilijk te voorspellen. Meer onderzoek naar de relatie tussen de indicatieve diatomeeëntaxa en temperatuur is nodig om deze doorwerking met zekerheid te voorspellen. Om de KRW fytobenthos maatlat klimaatbestendig te maken kunnen de uit het voorgestelde onderzoek resulteerde temperatuurgevoelige taxa uit de maatlat verwijderd worden. De kennis naar de relatie tussen de diatomeeëntaxa en temperatuur is mede belangrijk omdat de toename in temperatuur als gevolg van klimaatverandering niet stuurbaar is.

Droogval is wel een belangrijke stuurfactor omdat diatomeeën zich niet kunnen verplaatsen en omdat ze een snelle levenscyclus (meestal 1 of enkele dagen) hebben. De toename in de frequentie en duur van droogval kan op korte termijn het ontstaan van de pioniergemeenschappen veroorzaken. Dit is minder belangrijk bij de toepassing van de KRW maatlatten als tijdens de bemonstering hiermee rekening gehouden wordt. Op langere termijn kan de frequente en langdurige droogval blijvende veranderingen in de samenstelling van het fytobenthos veroorzaken. Deze veranderingen kunnen leiden tot een veranderde referentiesituatie (hoogst haalbaar ecologische waterkwaliteit) van een beektype en daardoor wel gevolgen hebben voor de KRW maatlatten en het berekenen van de EKR. Deze gevolgen van droogval gelden overigens alleen voor een beperkt aantal beektypen (vooral voor de bovenlopen waarbij de kans op droogval hoger is). De gevolgen van droogval zijn echter wel stuurbaar.

Er is geen kennis beschikbaar over de directe gevolgen van de veranderingen in de piekafvoeren voor diatomeeën. De piekafvoer heeft voor zover bekend, geen grote invloed op de samenstelling van de taxa. Het is wel mogelijk dat bij een significante versterking van de piekafvoer, diatomeeëntaxa selectief weggespoeld worden.

1.3 Vissen

Het belangrijkste effect van klimaatverandering op de vissen maatlatten is waarschijnlijk droogval (toename van de frequentie en duur), waarbij mortaliteit van alle taxa optreedt. Sommige beektypen zoals bovenlopen worden sterker beïnvloed door deze veranderingen dan anderen (middenlopen en droogvallende beken).

De temperatuureffecten zijn alleen significant voor een selectie van taxa waarbij de voortplanting alleen onder lage temperatuursomstandigheden kan plaatsvinden. Er zijn een aantal voorbeelden bekend uit de literatuur, zoals de serpeling die zich in water met de winter- en voorjaarstemperatuur van $>10^0$ C niet meer voorplant (Alabaster & Lloyd 1980, Crombaghs et al. 2000, Kerkum et al. 2004). *Serpeling* is een kenmerkend taxon in de vissen maatlatten voor beektypen R5, R10, R14 en R18, ontbreekt onder de nieuwe klimaatsomstandigheden in de referentiesituatie in deze beektypen. Het grootste effect zal optreden in met regenwater gevoede beken. De mate waarop temperatuurstijging doorwerkt op de KRW vissen maatlatten is nog niet met zekerheid te voorspellen.

De directe gevolgen van de toename in frequentie en duur van afvoerpieken op de vissen maatlatten zijn waarschijnlijk niet significant; de indirecte effecten zoals korte en lange termijn hydromorfologische verstoring zijn wel van groot belang voor een selectie van kenmerkende soorten in de deelmaatlat Habitat. Het andere indirecte gevolg van de veranderingen in de piekafvoer zoals de aanvoer van voedingsstoffen, is van minder groot belang. De deelmaatlat Eurytoop wordt het minst beïnvloed door de klimaatveranderingen.

1.4 Waterplanten (macrofyten)

De doorwerking van klimaatverandering op de KRW macrofyten maatlat wordt waarschijnlijk zichtbaar in de effecten van de toename in piekafvoeren. De macrofytengemeenschap zal waarschijnlijk vooral door wegspoeling en indirect door veranderingen in morfologie en de aanvoer van voedingsstoffen beïnvloed worden. De toename in perioden van droogte heeft waarschijnlijk ook een groot effect op de macrofytengemeenschap en daardoor op de KRW maatlatten, onafhankelijk van het beektype. Temperatuurstijging is waarschijnlijk alleen van belang voor een selectie van taxa. De andere taxa kunnen de effecten van de temperatuurstijding compenseren bijvoorbeeld door een verschuiving van de bloei of een uitbundigere groei.

1.5 Conclusies

De toekomstige veranderingen in het klimaat zullen effect hebben op de KRW maatlatten voor alle organismegroepen. Voor de 13 KRW beektypen gaat het vooral om toename van de afvoer en optreden van meer extreme piekafvoeren, toename in de perioden van droogte, stijging van de watertemperatuur en eutrofiëring als indirect gevolg van een toename in afvoer. De mate van het effect van deze veranderingen op de KRW maatlatten is in veel gevallen niet met zekerheid te voorspellen door hiaten in kennis over de relatie tussen de soorten uit de huidige maatlatten en de sturende factoren (vooral is weinig bekend over de temperatuurgevoeligheid van soorten).

De macrofauna organismegroep is gevoelig voor afvoerverstoring, temperatuurstijging en eutrofiëring. De huidige maatlatten zijn voornamelijk gebaseerd op de mate van hydromorfologische verstoring waardoor deze maatlatten heel gevoelig zijn

voor piekafvoer en droogte als gevolg van klimaatverandering. Omdat de huidige kennis van temperatuurgevoeligheid van de maatlatsoorten zeer beperkt is, is de mate van doorwerking van temperatuurstijging op de KRW maatlat niet met zekerheid te beschrijven. Aan de hand van nader onderzoek kunnen de temperatuurgevoelige taxa (op groepsniveau) geselecteerd en uit de maatlat verwijderd worden.

De fytobenthos organismegroep is vooral gevoelig voor wisselingen in voedingsstoffen. De huidige maatlatten zijn voornamelijk gebaseerd op de mate van chemische verstoring (onder andere, voedingsstoffen) waardoor deze maatlat gevoelig is voor eutrofiëring als indirect gevolg van klimaatverandering. Door het gebrek aan kennis over de temperatuurgevoeligheid van fytobenthos is de doorwerking van temperatuurstijging op de maatlatten niet met zekerheid te voorspellen. Aan de hand van nader onderzoek naar de relatie tussen de diatomeeënsamenstelling en temperatuur kan er met zekerheid vastgesteld worden of de maatlatten temperatuurgevoelige taxa bevatten. De toename in perioden van piekafvoer en droogte hebben waarschijnlijk alleen korte termijn consequenties (verslechtering van de EKR) voor de KRW maatlatten, maar de effecten kunnen door het aanpassen van het tijdstip van bemonsteringen (ruim buiten de perioden van afvoerpieken en droogtes) vermeden worden.

Het belangrijkste effect van klimaatverandering op de KRW vissen maatlatten is waarschijnlijk droogval, waarbij mortaliteit van alle taxa optreedt. De temperatuureffecten zijn alleen significant voor een selectie van taxa, maar de mate waarin temperatuurstijging doorwerkt op de KRW maatlat is niet met zekerheid te voorspellen.

De doorwerking van klimaatverandering op de KRW macrofyten maatlatten wordt waarschijnlijk vooral zichtbaar door de effecten van de toename in piekafvoer (door middel van eutrofiëring) en perioden van droogte. Temperatuurstijging is waarschijnlijk alleen van belang voor een selectie van taxa.

De mate waarop de KRW maatlatten beïnvloed worden zullen variëren per:

1. *Organismegroep (ten opzichte van elkaar)*. De macrofauna maatlatten worden met name beïnvloed door de veranderingen in temperatuur. De vissen en waterplanten maatlatten zijn vooral gevoelig voor de droogval. De vissen en de macrofauna maatlatten worden ook significant beïnvloed door veranderende hydromorfologie als resultaat van de toename in de piekafvoer. De fytobenthos maatlatten zijn minder gevoelig voor de klimaatverandering; deze worden wel indirect beïnvloed door de aanvoer van voedingsstoffen via toename in de piekafvoer.
2. *Beektype*. De effecten van klimaatverandering zullen in permanente bovenlopen het grootst zijn. De toename in de frequentie en duur van de perioden van droogte zullen verschuivingen van beektypen (van permanent naar droogvallend) veroorzaken. Droogvallende bovenlopen zijn minder vatbaar voor temperatuurstijging en voor toename in perioden van droogte.
3. *Mate van verstoring van het gebied*. De effecten van klimaatverandering op de maatlatten zullen in natuurlijke gebieden mogelijk kleiner zijn (bufferende werking) terwijl de doorwerking in de landbouwkundige of bebouwde situatie veel groter zal zijn (werkt versterkend op de effecten en dus op de maatlatten).

4. *Sturende factor van klimaatverandering*. Verhoogde stress door afvoerveranderingen door veranderend klimaat is belangrijk maar is tegelijk stuurbaar door middel van maatregelen. Hetzelfde geldt voor eutrofiëring als indirect effect van klimaatverandering. Stress door temperatuurstijging is met maatregelen moeilijk of niet te beïnvloeden en is van grote invloed op beekecosystemen en de KRW maatlatten. Er is weinig kennis over de temperatuurgevoeligheid van de maatlatsoorten. Nader onderzoek kan de doorwerking van temperatuurstijging op de KRW maatlatten beter in beeld brengen. Hiermee kunnen de maatlatten klimaatbestendig gemaakt worden.
5. *Tijdstip van bemonstering*. Een aantal korte termijn effecten van klimaatveranderingen (zoals het (selectief) wegspoelen van de organismen en mortaliteit door droogval en/of de piekafvoer) kunnen variëren afhankelijk van het tijdstip van bemonstering. Sommige klimaatseffecten kunnen worden voorkomen door het tijdstip van bemonstering zorgvuldig te kiezen.

Het aanpassen van het tijdstip van bemonstering (ruim na de perioden van droogte en de afvoerpieken) is één van de mogelijkheden om de effecten van de klimaatverandering op de KRW maatlatten te verminderen: echter tegelijk kan de maatlat om biologische redenen minder informatief worden (zoals bemonstering in een verkeerd seizoen). De andere mogelijke oplossingen zijn het aanpassen van de referentiesituatie in een maatlat aan de nieuwe klimaatsomstandigheden, het verwijderen van de klimaatsgevoelige soorten (soorten die alleen op de menselijke verstoring reageren) uit een maatlat. In een situatie waarbij klimaatverandering de verschuiving van het ene naar het andere beektype veroorzaakt (bijvoorbeeld, van een permanente bovenloop naar een droogvallende bovenloop), kan besloten worden om aan deze beek het andere type toe te kennen.

Potentiële maatregelen voor het verminderen van de doorwerking van klimaatverandering op de KRW maatlatten:

- Het selecteren (nader onderzoek nodig) van temperatuurgevoelige soorten (bij macrofauna op groepsniveau) en verwijderen uit de maatlat.
- Het kiezen van het tijdstip van bemonstering dat ruim buiten perioden van piekafvoer en droogte ligt.
- Het aanpassen van de referentiesituatie in een maatlat aan de nieuwe klimaatsomstandigheden.
- De effecten van toename in afvoer en eutrofiëring als gevolg van klimaatverandering sturen met behulp van maatregelen.
- Extra aandacht besteden aan permanente bovenlopen die meest gevoelig zijn voor de doorwerking van klimaatverandering op de KRW maatlatten.

2 Doorwerking op KRW maatregelen

De Kaderrichtlijn Water richt zich op het behalen van ecologische doelstellingen maar schrijft geen specifieke maatregelen voor. Het gaat in de KRW om 'maatregelen met het oog op de bescherming en het duurzame gebruik van water in het stroomgebied', 'in kwalitatief en kwantitatief opzicht' (KRW 2000). Elke maatregel is toegestaan als daarmee wordt bijgedragen aan het behalen van de doelstellingen. Het is zelfs expliciet de bedoeling dat maatregelen 'aan de regionale en lokale omstandigheden' zijn aangepast. Het is door de structuur van de Kaderrichtlijn per definitie niet mogelijk een limitatieve lijst maatregelen te geven.

Het is wel mogelijk een overzicht te geven van de maatregelen waaraan op dit moment in Nederland wordt gedacht. In het implementatietraject is na de inwerkingtreding in 2000 veel aandacht besteed aan het verder uitwerken en op maat maken van de doelstellingen voor Nederland en voor de regionale niveaus. De afgelopen paar jaren komen inventarisaties van mogelijke maatregelen opgang, zowel op landelijk als op regionaal niveau. Het vaststellen van doelen en maatregelen is een iteratief proces waarbij de maatschappelijke kosten en baten van doelen worden 'doorgerekend' op haalbaarheid en betaalbaarheid. Ook moet tijdens dit proces aan maatschappelijk draagvlak worden gewerkt. Verkennen en afwegen wisselen elkaar in meerdere rondes af (Ministerie Verkeer en Waterstaat 2005). In 2008 moeten de stroomgebied-beheersplannen in concept gereed zijn voor publieke en politieke discussie (NBW 2004). In 2009 moeten de definitieve stroomgebiedbeheersplannen met doelen en maatregelen formeel worden vastgesteld door de besturen van de 26 waterschappen. De komende jaren neemt de zekerheid over de maatregelen dus toe. Tussen 2009 en 2015 zullen de maatregelen worden uitgevoerd en in 2015 moeten de doelen zijn behaald, met uitzondering van de doelen waarvoor uitstel is aangevraagd. Het is te verwachten dat in die periode nog nieuwe methoden voor het verbeteren van ecologische kwaliteit ontwikkeld worden, wanneer blijkt dat de bestaande methoden niet werken of niet betaalbaar zijn.

De term 'maatregelen' wordt in de Kaderrichtlijn breed opgevat, zowel qua schaalniveau als qua methode. Het kunnen generieke maatregelen op Europese of landelijke schaal zijn (mestwetgeving) maar ook specifieke maatregelen op lokaal niveau (een stuw verwijderen). Het kunnen juridische, economische, ruimtelijke, technische, participatieve of educatieve maatregelen zijn, en maatregelen in de vorm van monitoring, onderzoek en crisismanagement (KRW 2000; Veraart 2005). Ook maatregelen die op basis van andere EU-richtlijnen (onder andere de drinkwaterrichtlijn, zwemwaterrichtlijn, Vogel- en Habitatrichtlijnen, nitraatrichtlijn, stedelijk afvalwaterrichtlijn) genomen worden kunnen een functie vervullen in het bereiken van de KRW doelstellingen. De potentiële breedte aan maatregelen wordt in de praktijk ingeperkt door de partijen die zich op dit moment met uitvoering van de Kaderrichtlijn bezig houden. Dit zijn voor het oppervlaktewater voornamelijk de Waterschappen en onderdelen van het Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Zij grijpen meestal terug op (technische) maatregelen waarover zij zelf zeggenschap

hebben (Klostermann en Pleijte 2005). Zij worden uiteraard ondersteund door de ministeries van VROM en LNV met onder andere generiek beleid voor mest en bestrijdingsmiddelen, maar deze generieke maatregelen komen in de stroomgebiedbeheersplannen niet gedetailleerd in beeld. Grondwaterbeleid ligt voornamelijk bij de provincies. Inmiddels is het grondwaterbeleid ook bij de KRW geplaatst.

Voor dit rapport gaat het alleen om de maatregelen die van invloed zijn op beken en beekdalen (dus uitsluiting van maatregelen voor stilstaand water, zoet-zout overgangen en grote rivieren). De relevante maatregelen kunnen onderverdeeld worden in meer generieke maatregelen die *ook* op beken invloed hebben en maatregelen die specifiek op beeksystemen van toepassing zijn. Voor dit rapport is gekozen om van breed naar smal te werken, dus in de volgorde:

- Generieke maatregelen die voor beken en beekdalen van belang kunnen zijn.
- Maatregelen specifiek voor beek en beekdalen.

Het veranderende klimaat (toename in temperatuur en de veranderingen in het afvoerpatroon) heeft mogelijk invloed op de werking van de maatregelen die in het kader van de KRW zijn of worden genomen in beken en beekdalen. De eventuele doorwerking van de generieke en de specifieke maatregelen wordt in dit rapport geëvalueerd op basis van de literatuurstudie en expert kennis.

2.1 Generieke maatregelen van belang voor beken en beekdalen

De volgende generieke maatregelen hebben betrekking op het herstellen van Nederlandse beken en beekdalen:

Basismaatregelen op Europees niveau (KRW 2000):

- Stopzetten of geleidelijk beëindigen van emissies van prioritaire stoffen

Landelijke maatregelen om de milieubelasting van grond- en oppervlaktewater terug te dringen (KRW 2000; NBW 2004; Ministerie Verkeer en Waterstaat 2005; Veraart 2005, Delsman 2006; Ligtvoe, 2006):

- Landbouw:
  - Aanscherpen generiek mestbeleid
  - Aanscherpen generieke uitrijvoorschriften
  - Terugdringen van bestrijdingsmiddelengebruik
- Overige diffuse bronnen:
  - Aanscherpen zuiveringsnormen RWZI's
  - Beleid bouw en consumentenproducten
  - Terugdringen van uitstoot van verkeer en vervoer
  - Terugdringen diffuse bronnen recreatie en scheepvaart
  - Terugdringen diffuse bronnen industrie
  - Beperken voorbelasting in buitenland
- Maatregelen met betrekking tot koelwater

- Beheersingsmaatregelen voor onttrekking van oppervlakte- en grondwater en voor opstuwing van oppervlaktewater.
- Terugdringen van hydromorfologische belasting door ingrepen tegen overstroming en voor gebruiksfuncties
- Informatievoorziening naar het brede publiek, consultatie en actieve betrokkenheid van belanghebbenden
- Economische instrumenten:
  - verbreden Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeher (SAN) met watermaatregelen (acceptatie hoge waterstanden, bemestingsvrije zones, geen fosforbemesting)

Provinciaal beleid (Ministerie Verkeer en Waterstaat, 2005; Veraart 2005):

- Grondwater:
  - Strategisch grondwaterbeheer, in evenwicht houden van onttrekking en aanvulling van grondwater
  - Verdrogingsbestrijding
  - Vergunningverlening grondwateronttrekkingen
  - Beleid rond lozen in de bodem
- Ruimtelijk beleid:
  - Aanwijzing van beschermingsgebieden
  - Functiewijzigingen: landbouw > natuur
- Sanering van vervuilde bodems

Waterschappen (Ministerie Verkeer en Waterstaat 2005, Delsma, 2006):

- Baggeren vervuilde waterbodems
- Natuurvriendelijke oevers
- Ecologisch beheer, natuurvriendelijk schonen
- Puntbronnen saneren
- Kroos verwijderen
- Drijflagen verwijderen
- Enten van waterplanten
- WB21: vasthouden, bergen, afvoeren
- Herinrichting en herstelbeheer

Gemeenten (Ministerie Verkeer en Waterstaat 2005):

- Milieu- en bouwvergunningverlening
- Bodem- en grondwatersaneringen

Landbouwsector (Delsma, 2006; Ligtvoe, 2006):

- Spuitvrije zones, akkerrandenbeheer
- Extensivering landbouw
- Uitmijnen: geen bemesting met fosfor op fosforrijke gronden

De mate waarin al deze maatregelen worden beïnvloed door de klimaatveranderingen (de temperatuurstijging, de toename van de afvoer / optreden van meer extreme piekafvoeren en de afname van de afvoer / verdroging) is niet te beoordelen vanwege het te generieke karakter van de maatregelen.

2.2 Maatregelen specifiek voor beken en beekdalen

De specifieke maatregelen voor beekherstel en de effecten van de verschillende aspecten van klimaatverandering op deze maatregelen zijn geïnventariseerd en geëvalueerd in Tabel 2.2.1.

Tabel 2.2.1. Overzicht maatregelen in beken en beekdalen uit 'Beken stromen: Leidraad ecologisch beekherstel' (Verdonschot 1995), met evaluatie van de doorwerking van klimaatverandering per maatregel.

Maatregelen-groep	Maatregel	Toelichting	Doorwerking klimaatverandering	
			piek	droogte
Maatregelen ten behoeve van stroming	Verwijderen drainage	Verwijderen van drains, sloten en greppels om versnelde afvoer tegen te gaan, waardoor infiltratie wordt bevorderd en de grondwatervoorraad wordt verhoogd	X	X
	Bevorderen infiltratie	Maatregelen in de bebouwde omgeving die infiltratie van regenwater bevorderen zoals stadsvijvers en wadi's		X
	Wijzigen water-onttrekking	Verminderen, verplaatsen of opheffen van grondwater-onttrekking ten behoeve van drinkwater of industrie en periodiek verbieden van beregening	X	
	Ontwikkelen bos	Aanleggen van bos leidt weliswaar tot een verhoogde verdamping maar de bosbodem houdt water vast wat leidt tot een afvlakking van de afvoer	X	
	Aanleggen hydrologische buffer	Een brede zone langs beide zijden van de beek waar onttrekkingen zijn verboden, drainerende watergangen zijn verwijderd en oppervlakkige afstroming is verminderd	X	X
	Hergebruiken gezuiverd effluent	Effluent van RWZI's extra zuiveren en infiltreren in de bodem voor een hogere grondwaterstand		X

Maatregelen-groep	Maatregel	Toelichting	Doorwerking klimaatverandering	
			piek	droogte
	Ontwikkelen inundatiezone	De beek de gelegenheid geven om bij hoge afvoeren buiten haar oevers te treden	X	
	Vergroten retentie	Neerslag in natte perioden tijdelijk opslaan in retentie-bekkens, bergingsbassins, poelen en oude meanders, zodat in tijden van droogte water kan worden nageleverd en droogvallen wordt voorkomen	X	X
	Herstellen oorspronkelijk stroomgebied	Afgekoppelde deelstromen opnieuw aansluiten op de beek door extra gegraven watergangen te dempen	X	
	Verwijderen stuw	Stuwen worden verwijderd om de barrière voor aqua-tische organismen weg te nemen en het natuurlijke stromingspatroon te herstellen (dus niet meer een aaneenschakeling van stilstaande panden)		X
	Aanleggen nevengeul	Graven van een waterloop parallel aan de beek om hoge afvoeren te reduceren, waarbij droge nevengeulen (alleen afvoer bij pieken) de voorkeur hebben boven natte (altijd afvoer)	X	
Maatregelen ten behoeve van structuren	Passief ontwikkelen meanders/ niets doen	De beek wordt de vrijheid gegeven zich autonoom morfologisch te ontwikke-len. Dit leidt tot een grotere variatie in beddingdimen-sies, bodemreliëf en samen-stelling van het bedding-materiaal	X (extra erosie en insnijding)	
	Graven meanders	Een kronkelend tracé aanleggen	X (extra erosie en insnijding)	
	Actief ontwikkelen (micro)meanders	Laten liggen van organische structuren en selectief maaien waardoor het water-voerende deel van de bedding licht slingert, variatie in stroomsnelheden ontstaat en autonome morfologische processen worden gestimuleerd	X (wegspoelen materiaal)	
	Verkleinen profiel	Door verkleining van het doorstroomde profiel gaat de stroomsnelheid omhoog	X (mee inundatie)	+ (minder droogte)

Maatregelen-groep	Maatregel	Toelichting	Doorwerking klimaatverandering	
			piek	droogte
	Verwijderen profiel-verdediging	Verwijdering van oever-beschoeiing en bodem-verstevigende materialen waardoor morfologische processen weer vrij kunnen verlopen	X (meer erosie)	
	Aanleggen asymme-trisch profiel	Herstel van natuurlijke variatie in de bedding-dimensies door aanleg van een asymmetrisch profiel	X (meer erosie)	
	Aanplanten houtwal/kade	Beekbegeleidende houtige begroeiing stabiliseert ener-zijds de vorm van de beek-bedding, anderzijds kunnen bomen obstakels vormen in de stroom	X (wegspoelen materiaal)	
	Aanleggen twee-fasen bedding (accoladeprofiel)	In het accoladeprofiel wordt bij normale waterstanden water afgevoerd in een laagwaterbedding, bij piek-afvoeren in een hoogwater-bedding		
	Aanleggen stroom-kuilen en zand-banken	Stroomkuilen en zand-banken leiden tot variatie in beddingvorm, bedding-materiaal en stroomsnelheid	X (structuren spoelen weg)	
	Aanbrengen stoorobjecten	Aanbrengen van objecten in de stroom (stenen, boom-stronken) waardoor de stroomsnelheid gevarieerder wordt		
	Aanleggen soort-gerichte structuur	Aanbrengen van soort-gerichte structuren, zoals grind, stenen, takkenbossen om bijv. paaiplaatsen te creëren	X (meer wegspoeling soorten)	
	Inrichten steile en overhangende oever	Bespoedigen van oever-erosie waardoor vestigings-plaatsen ontstaan voor bijv. varens en holenbroeders	X (meer erosie)	
	Aanleggen vis-passage	Passeerbaar maken van waterhuishoudkundige werken met het ook op trek- en beekvissen		
	Aanleggen poelen	Poelen die tijdelijk los zijn van de beek en bij hoog water worden overstroomd; hebben een refugiumfunctie voor beekorganismen hoewel het water meestal stil staat	+ (de poelen worden vaker overstroomd) X (aanvoer extra voedings-stoffen in dalen)	

Maatregelen-groep	Maatregel	Toelichting	Doorwerking klimaatverandering	
			piek	droogte
	Aankoppelen oude meander	Opschonen en opnieuw aankoppelen van oude meanders om rust- en paai-plaatsen te creëren		X (in meeste gevallen eerder droogval)
Maatregelen ten behoeve van stoffen	Verminderen mest-stoffentoevoer	Vermindering van dosering van meststoffen tot alle mest door het gewas kan worden opgenomen	X (extra aanvoer meststoffen)	
	Opheffen huishou-delijke lozingen	Oplossingen zoeken voor het kleine aantal woningen dat niet op de riolering is aangesloten		
	Opheffen overstort	Creëren van een grotere berging in het rioolstelsel of een gescheiden rioolstelsel om de overstort bij piek-belasting overbodig te maken	X (nog grotere berging nodig)	
	Verbeteren RWZI in kwalitatieve zin	Verdergaande stikstof- en fosfaatverwijdering en nageschakelde technieken om effluent van rioolwater-zuivering te verbeteren.	X (extra toevoer nutriënten)	
	Scheiden water-stromen	Vervuilde waterstromen vanuit steden en industrie om de beek heen leiden, dus andere waterstromen extra belasten		X (eerder droogval)
	Verlagen maaiveld	Afschrapen van de boven-laag van de beekbegelei-dende gronden zodat het maaiveld naar het (te lage) grondwater wordt gebracht en voedingsstoffen en verontreinigingen worden verwijderd	X (aanvoer voedings-stoffen)	
	Aanleggen helofytenfilter	Moerasjes met biezen of riet gecombineerd met aange-hechte bacteriën, epifyten en epifauna die voedings-stoffen uit passerend water opnemen	X (werking verminderd door aanvoer stoffen)	X (droogval doet werking teniet)
	Aanleggen horse-shoe wetland	Hoefijzervormige moerasjes van 8 bij 10 meter bij de monding van een drainage-systeem, voor het afvangen van voedingsstoffen	X (werking verminderd door aanvoer stoffen)	X (droogval doet werking teniet)
	Aanleggen buffer-zone	Inrichten en beheren van beekbegeleidende buffer-stroken, om belasting van de beek met nutriënten te reduceren		

Maatregelen-groep	Maatregel	Toelichting	Doorwerking klimaatverandering	
			piek	droogte
Overige beekherstel-maatregelen	Herintroduceren van soorten	Herintroductie van soorten die een herstelde habitat niet zelf kunnen bereiken: kokerjuffer, bekvissen, bevers en otters	X (kleinere organismen worden weggespoeld)	X (droogval leidt tot sterfte)
	Reguleren recreatief medegebruik	Keuzes maken waar recreatie wel en niet mag, en welke soorten recreatie (bijv. wel/niet gemotoriseerd)		

De meerderheid van de maatregelen (84%) wordt negatief of positief beïnvloed door klimaatverandering. Van de drie belangrijkste groepen maatregelen is de doorwerking het grootst bij de maatregelen ten behoeve van stroming (effect bij 100% van de maatregelen), gevolgd door die ten behoeve van structuren (effect bij 80% van de maatregelen) en stoffen (effect bij 78% van de maatregelen). De doorwerking van klimaatverandering is in de meeste gevallen negatief (de maatregel wordt gehinderd of te niet gedaan). In een klein aantal gevallen is de doorwerking positief (de werking van een maatregel wordt versterkt): dit geldt alleen voor de maatregelen ten behoeve van structuren. De belangrijkste factor van de doorwerking is de toename in piek-afvoeren (68%), in mindere mate – de toename in perioden van droogte (32%). De mate van doorwerking zullen per maatregel en per beek verschillen. De temperatuurstijging heeft geen invloed op de maatregelen. De maatregelen die genomen worden om de afvoerpieken te bufferen zijn onder de veranderende klimaatsomstandigheden van extra belang.

II Achtergrondinformatie over interactie tussen klimaat en beekecosystemen

3 Introductie

De afgelopen honderd jaar heeft zich op aarde een klimaatverandering voorgedaan (Oreskes 2004). Het klimaat vormt de motor achter de hydrologische kringloop. Beken nemen binnen deze cyclus een belangrijke plaats in, door het neerslag-overschot van hoger gelegen gebieden binnen het stroomgebied af te voeren. Het grootste gedeelte van het water infiltreert na regenbuien in de bodem en komt vervolgens na korte of langere tijd via het grondwater in de beek terecht. Ook volgt de temperatuur van het beekwater vaak sterk de luchttemperatuur, afhankelijk van de aanvoer van relatief koud grondwater (Allan 1995).
Deze sterke verbondenheid met klimatologische omstandigheden heeft tot gevolg dat wanneer het klimaat verandert, er veranderingen kunnen optreden in de hydrologie en het temperatuurregime van beken. Dit heeft vervolgens weer effecten op bijvoorbeeld het functioneren van het beekecosysteem en de verspreiding van beekorganismen.

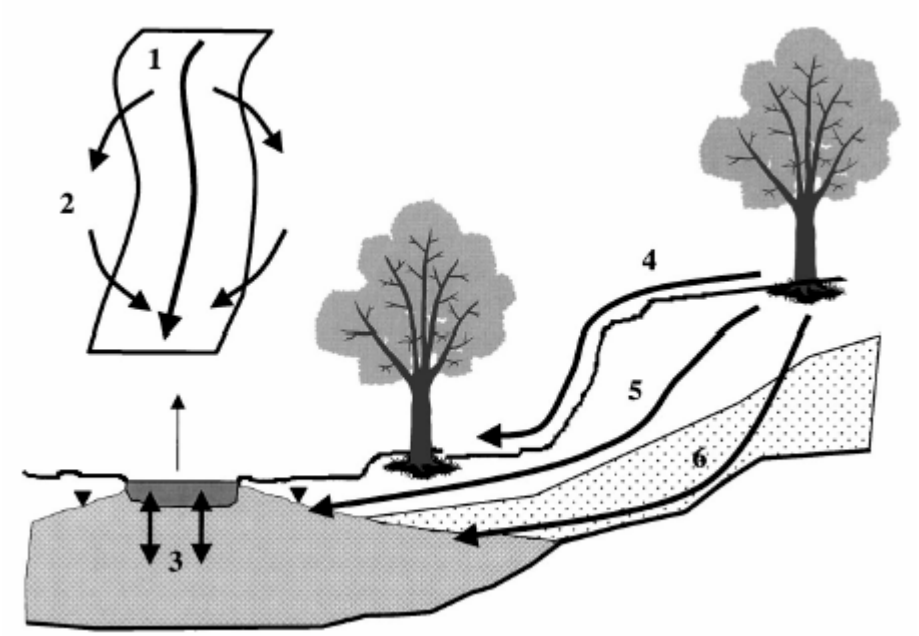
Om een goed beeld te krijgen van de effecten van klimaatverandering op beken, is het belangrijk om eerst een overzicht te hebben van de klimatologische invloeden op stromende wateren. Twee belangrijke aspecten hiervan zijn de invloed die het klimaat uitoefent op:

- de hydrologie van beken,
- het temperatuurregime van het water.

3.1 Hydrologie van beken

3.1.1 Voeding

Het neerslagoverschot van een stroomgebied, het watervolume dat niet verdampt vanaf het bodemoppervlak of via planten, wordt door beken afgevoerd. Het kan verschillende routes afleggen voordat het de beek bereikt (Figuur 3.1.1).



Figuur 3.1.1. Routes die het water aflegt binnen het stroomgebied van een beek. 1, longitudinale afvoer via de stroomgeul; 2, laterale uitwisseling met de oeverzone (bijvoorbeeld tijdens overstromingen); 3, verticale uitwisseling met de hyporeïsche zone; 4, oppervlakkige afstroming van regenwater; 5, ondiepe afstroming via freatisch grondwater; 6, aanvoer van diep grondwater (Fisher et al. 2004). Zie tekst voor verdere uitleg.

Slechts een beperkt deel van de totale neerslag stroomt direct over het bodemoppervlak af naar de beek. Deze zogenoemde oppervlakkige afstroming ontstaat wanneer tijdens perioden met regen de infiltratiecapaciteit van de bovenlaag van de bodem overschreden wordt, waarna het overtollige regenwater over het bodemoppervlak afstroomt richting de beek. Dit komt vooral voor in stroomgebieden een groot dwarsverhang (Allan 1995, Burt 1996).
In hoger gelegen gebieden met goed doorlaatbare bodems infiltreert het regenwater de onverzadigde bodem en percoleert verticaal tot op grotere diepte, waar het zich bij het met water verzadigde bovenste grondwaterpakket (freatisch grondwater) voegt. Onder deze goed doorlaatbare bodem ligt een slecht doorlaatbare laag, waardoor het water grotendeels horizontaal kan afstromen. Een gedeelte van het water passeert echter de slecht doorlaatbare laag en komt, indien aanwezig, in een tweede watervoerende laag terecht. Vaak komen er op deze manier verschillende watervoerende grondwaterpakketten boven elkaar voor, die samen het diepe grondwater vormen. Drukverschillen en reliëf kunnen leiden tot opwaartse stromingen, waardoor dit diepe grondwater als kwel weer aan de oppervlakte komt. Kwelstromen zijn vaak voedend voor de beek. Over het algemeen komt in bovenlopen van beken vooral jong grondwater tot afvoer. Meer benedenstrooms wordt het aandeel van dieper grondwater groter. De ondergrondse horizontale en verticale stroomsnelheden zijn veel lager dan die van het oppervlaktewater, in de orde van bijna nul tot enkele m/jaar. Het water is dan ook, afhankelijk van de diepte, maanden tot jaren onderweg (Verdonschot et al. 1995, Burt 1996).

De beek voert het water via de beekbedding in longitudinale richting (stroomafwaarts) af, richting een rivier. Dit oppervlaktewater heeft contact met een met water verzadigde zone in de beekbedding: de hyporeïsche zone (verticale interactie). Tijdens overstromingen overspoelt de beek de oeverzone, waardoor er een laterale interactie tot stand komt.
De verschillende longitudinale, verticale en laterale interacties, gestuurd door klimaat, geologie, topografie en vegetatie, zijn bepalend voor de input van stoffen en het verloop van processen binnen het beekecosysteem. Een beek kan dus niet los gezien worden van haar stroomgebied (Allan 1995, Fisher et al. 2004).

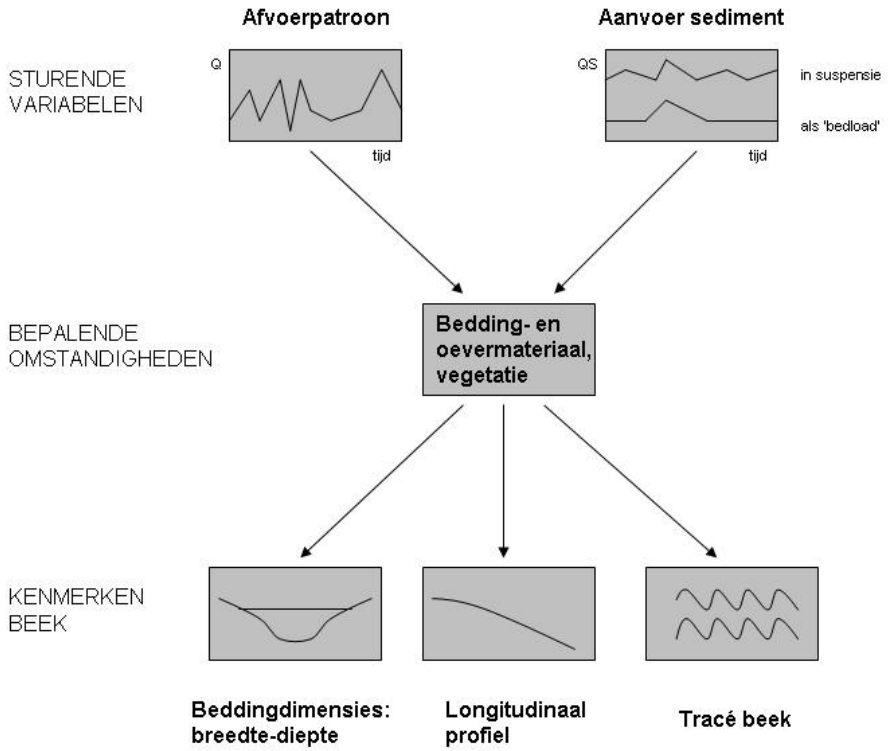
3.1.2 Afvoerpatronen

Het debiet van een beek is gerelateerd aan de hoeveelheid en snelheid waarmee water vanuit het stroomgebied wordt aangevoerd. Het verloop van het debiet over de tijd wordt het afvoerpatroon van een beek genoemd.
Iedere locatie binnen een beek heeft zijn eigen afvoerpatroon, afhankelijk van de hoeveelheid en de verhouding tussen bovenstroomse aanvoer, oppervlakkige toestroming, ondiepe en diepe kwel. Omdat deze factoren weer afhankelijk zijn van bijvoorbeeld de hoeveelheid neerslag, verdamping, samenstelling van de bodem en de vegetatie in het stroomgebied, zijn afvoerpatronen variabel (Allan 1995).
De afvoer van beken die voornamelijk worden gevoed door oppervlakkige en ondiepe toestroming van regenwater volgt met een relatief korte vertraging de neerslag. De afvoer van dit soort beken ('flashy streams') stijgt binnen een kort tijdsbestek zeer sterk (Allan 1995). Tijdens perioden met veel neerslag vertoont het afvoerpatroon hoge debieten, terwijl in droge perioden uiterst lage debieten voorkomen. In sommige gevallen valt de beek tijdelijk geheel of gedeeltelijk droog (Verdonschot et al. 1995, Burt 1996).
Beken die voornamelijk gevoed worden door dieper grondwater laten een veel minder variabele afvoer zien (basis- of trage afvoer). Een relatief klein aandeel van oppervlakkige en ondiepe toestroom van regenwater in vergelijking met een relatief constante aanvoer van grondwater, heeft een stabiliserende invloed op het afvoerpatroon. Beken die op deze wijze worden gevoed bevatten meestal permanent water (Verdonschot et al. 1995, Burt 1996).
Wanneer de beekorde stroomafwaarts toeneemt, zijn individuele neerslagpieken minder goed te onderscheiden en worden deze afgevlakt, als gevolg van verschillen tussen de afvoer en hoeveelheid ontvangen neerslag van de afzonderlijke bovenlopen. In een kleine bovenloop kan een afvoerpiek passeren in minuten, terwijl deze in een benedenloop dagen kan aanhouden (Allan 1995).

3.1.3 Invloed van de afvoerdynamiek op de beekmorfologie

Op de korte tot middellange termijn (dagen tot jaren) is een natuurlijk beeksysteem morfologisch stabiel. Er is sprake van een dynamisch evenwicht. Kortstondige veranderingen als gevolg van fluctuaties in de afvoer, zoals die voorkomen onder invloed van variatie in neerslag, hebben veranderingen in de vorm, samenstelling en

dimensies van de beekbedding tot gevolg, maar op de langere termijn veranderen de gemiddelde waarden niet of nauwelijks. Op de lange termijn (decennia tot eeuwen) kunnen veranderingen in afvoer en sedimenttransport, bijvoorbeeld als gevolg van verandering in landgebruik of klimaatverandering, effect hebben op de tracévorm en dimensies van een beek (Verdonschot et al. 1995, Brookes 1996). Sturende factoren voor de morfologie van een beekbedding zijn de afvoer en de stroomsnelheid en de aanvoer van sediment gedurende een bepaalde periode (Figuur 3.1.2).
Debiet, verhang, beddingdimensies (breedte, diepte, natte dwarsdoorsnede) en beddingweerstand bepalen de stroomsnelheid. Naarmate het debiet en het verhang groter zijn en de beddingdimensies kleiner, is de stroomsnelheid hoger. Hieruit valt af te leiden dat afvoer een grote invloed heeft op de stroomsnelheid. Echter, toename van de afvoer leidt niet automatisch tot een evenredige toename van de stroomsnelheid. Meestal resulteert een toename van de afvoer ook in een peilstijging, waardoor het doorstroomde oppervlak wordt vergroot (vooral bij gering verhang). Globaal gezien geldt dat de dimensies van een beek groter zijn naarmate de afvoer groter is (Verdonschot et al. 1995).
Een beekbedding is geen stabiele oppervlakte. Afhankelijk van de samenstelling van de beekbedding en -oever, komt, wanneer bepaalde stroomsnelheden bereikt worden, materiaal in beweging. Dit transport van materiaal is rechtevenredig met de stroomsnelheid. Afhankelijk van de eigenschappen van het te transporteren materiaal, wordt sediment wordt getransporteerd in suspensie ('suspended load') en bij een voldoende hoge stroomsnelheid door verplaatsing van materiaal over de bodem ('bedload'). Daarnaast is de duur en frequentie van bepaalde stroomsnelheden van belang. Materiaaltransport vertoont dan ook sterke periodieke wisselingen. Over het algemeen wordt de grootste hoeveelheid materiaal getransporteerd in suspensie. Verplaatsing van materiaal over de bodem heeft echter de grootste effecten op de beekmorfologie.



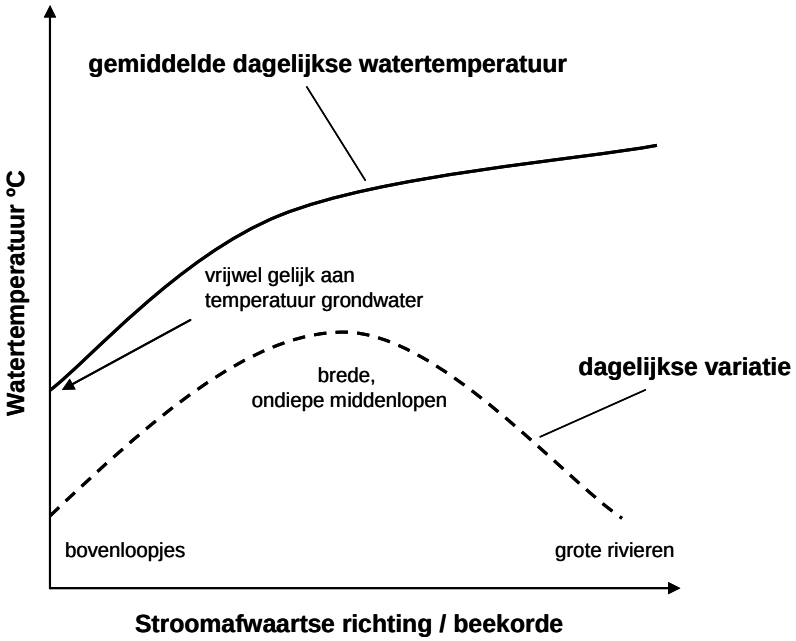
Figuur 3.1.2. Overzicht van de processen die de morfologie van een beek bepalen (gewijzigd naar Brookes 1996).

Vegetatie kan een belangrijke stabiliserende rol spelen door sediment of oevers vast te leggen, waardoor hogere stroomsnelheden nodig zijn om erosie te laten optreden. De wijze waarop bovenstrooms water vanuit het beekdal naar de beek wordt aangevoerd speelt ook een belangrijke rol. Veel oppervlakkige afstroming heeft tot gevolg dat er een grote hoeveelheid bodemmateriaal in de beek terecht komt (Verdonschot et al. 1995, Montgomery & Buffington 1998).
Over het algemeen veroorzaken afvoeren waarbij de beekbedding volledig met water gevuld is (het overstromingspeil, of 'bankfull discharge') relatief gezien het meeste erosie (Allan 1995). Oevererosie treedt vooral op tijdens en na een periode met hoge waterstanden. Op dat moment is het oevermateriaal verzadigd met water en is de schuifweerstand gering (Verdonschot et al. 1995).
De samenstelling van het beddingmateriaal ondergaat periodieke veranderingen als gevolg van de afvoerdynamiek. Bij een lage afvoer domineert de sedimentatie, er kan aanzanding optreden waarbij fijne sedimenten worden afgezet. Hierdoor verandert de korrelgrootteverdeling in de bovenste laag van de beekbedding. Bij een hoge afvoer wordt in eerste instantie vooral het fijne, erosiegevoelige sediment weggespoeld, waarna vooral grof beddingmateriaal overblijft (Verdonschot et al. 1995, Montgomery & Buffington 1998).
Veel van de morfologische parameters die de dimensies van een beeksysteem bepalen hangen met elkaar samen, waardoor er verschillende terugkoppelingsmechanismen optreden, wat uiteindelijk leidt tot een morfologisch dynamisch evenwicht. De dimensies van de beek zijn bijvoorbeeld van invloed op de stroomsnelheid. Treedt er veel erosie op bij een hoge afvoer, dan veranderen de verhoudingen van het

doorstroomde natte oppervlak (breedte, diepte), met als gevolg dat de stroomsnelheid en daarmee het vermogen om sediment te transporteren afneemt. Bovendien neemt de erosie af wanneer het potentieel transporteerbare materiaal verdwijnt (bijvoorbeeld al het fijne beddingmateriaal). Is er voldoende transporteerbaar materiaal in de bedding aanwezig, dan kan de beek zich dieper insnijden in de bedding. Dit heeft tot gevolg dat het verval afneemt en daarmee de stroomsnelheid. Het omgekeerde doet zich voor bij sedimentatie, de beekbedding wordt hierdoor verhoogd ('aggradation') en oneffenheden in de bedding (kuilen) worden gevuld, wat ertoe leidt dat de beek minder diep wordt (Montgomery & Buffington 1998). Vegetatie kan sedimentatie bevorderen; in langzaam stromende beken kan accumulatie van fijn materiaal optreden op plekken met veel waterplanten. Dit heeft een verminderde stroomsnelheid en een hoger waterpeil tot gevolg (Hynes 1970).

3.2 Temperatuurregime

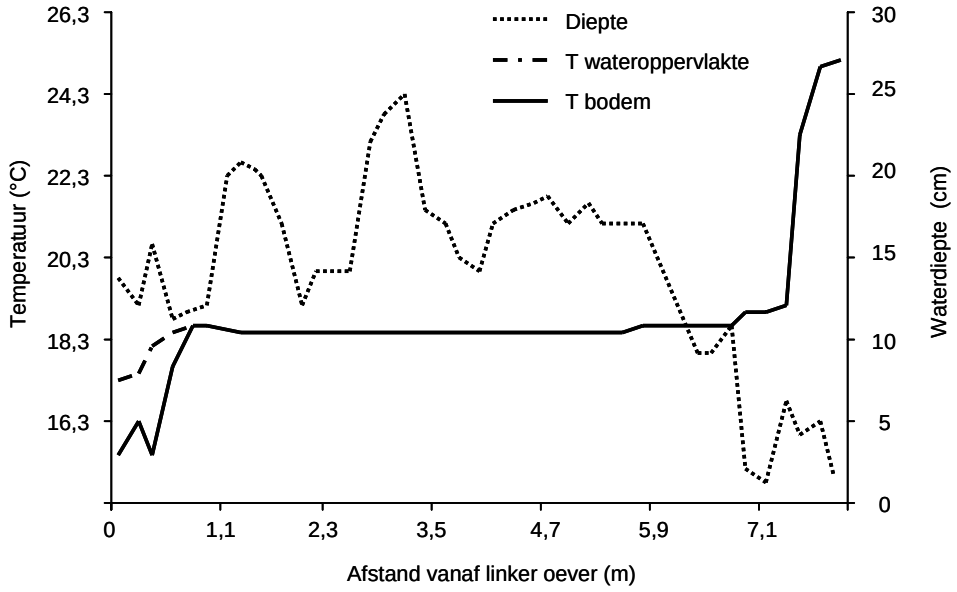
De watertemperatuur van stromende wateren varieert dagelijks, per seizoen en jaarlijks. De mate van temperatuurvariatie is afhankelijk van de beekorde (Figuur 3.1.3).



Figuur 3.2.1. Gemiddelde en variatie in de dagelijkse watertemperatuur als functie van de beekorde/ stroomafwaartse richting (gewijzigd naar Caissie 2006).

De kleinste temperatuurschommelingen vinden plaats in bronnen. Dagelijkse temperatuurschommelingen zijn hierin amper waarneembaar; de watertemperatuur ligt vrijwel constant rond de 10ºC. Ook verschilt de temperatuur per seizoen nauwelijks. Dit is het gevolg van een continue aanvoer van uittredend grondwater met een vrijwel constante temperatuur (Brunke & Gonser 1997). In bronnen wordt de hoogste jaarlijkse temperatuur gemeten aan het begin van de herfst. De laagste

jaartemperaturen in bronnen worden bereikt in het vroege voorjaar (Maas 1959, Brehm & Meijering 1982).
Stroomafwaarts nemen de dagelijkse temperatuurschommelingen toe, tot en met beekorde 4 of 5 (Figuur 3.1.3). Aanvoer van grondwater speelt hierbij een grote rol. Des te groter de aanvoer van grondwater, des te kleiner zijn de temperatuurschommelingen in de beek. Bij het toenemen van de beekorde neemt de invloed van het grondwater op het totale watervolume af en stijgt de invloed van atmosferische condities, zoals luchttemperatuur en zoninstraling. Uiteindelijk wordt het watervolume van de hogere beekorden (de riviertjes en rivieren) zo groot, dat atmosferische condities steeds minder invloed uitoefenen op de watertemperatuur. De dagelijkse temperatuurschommelingen nemen dan weer af (Boon & Shires 1976, Ward 1985, Caissie 2006).
In beken en rivieren wordt in de zomer de hoogste jaarlijkse temperatuur gehaald. De laagste jaartemperaturen worden bereikt in de winter. Op dagelijkse schaal zijn de temperaturen in de stromende wateren in de namiddag het hoogst en in de vroege ochtend het laagst (Brehm & Meijering 1982).
De morfologie van de bedding van stromende wateren heeft invloed op de watertemperatuur. In het horizontale en verticale vlak binnen de waterkolom kunnen gedurende de dag temperatuurverschillen optreden tussen de diepere, snelstromende hoofdstroom en de relatief langzaam stromende, ondiepe gedeelten langs de oever. Dit patroon wordt goed geïllustreerd door het onderzoek van Clark et al. (1999) (Figuur 3.1.4). In de zomer is de temperatuur over de volledige doorsnede van de beek de Bere, Groot Brittannië, gemeten. Overdag was de watertemperatuur van het ondiepe oevergedeelte aanzienlijk hoger dan de temperatuur van de hoofdstroom.
Uit dit onderzoek bleek ook dat de vegetatie invloed had op het temperatuurverloop. De aanwezigheid van macrofyten verhoogde de gemiddelde watertemperatuur en amplitude van de dagelijkse variaties. Op kleinere schaal kunnen dan ook aanzienlijke temperatuurverschillen voorkomen. Een beek bestaat bijvoorbeeld uit een mozaïek van microhabitats: zand- en grindbankjes, zones met slib, detritus, bladpakketten en dammetjes. De temperatuurverschillen tussen deze microhabitats kunnen groot zijn. Twee belangrijke oorzaken voor dit verschil in watertemperatuur binnen de bedding zijn de relatie tussen lichtinval en diepte/substraat en de temperatuuruitwisseling tussen water en lucht (Ward 1985).
Ten eerste speelt zonlicht een belangrijke rol. De waterkolom wordt direct verwarmd door het geabsorbeerde licht en indirect door warmteopname via de bodem. In dieper water bereikt minder licht de bodem en is de opwarming kleiner. De kleur en samenstelling van het substraat heeft invloed op de hoeveelheid geabsorbeerde warmte. Beschaduwing van de beek heeft dan ook grote invloed op de temperatuur.



Figuur 3.2.2. Watertemperatuur gemeten over het volledige dwarsprofiel van de bedding van de beek de Bere, Groot-Brittannië om 16:00 uur op 9 augustus 1995. De temperatuur is zowel bij het wateroppervlak als bij de bodem gemeten. Het ondiepe gedeelte (7,5 m vanaf linkeroever) is aanzienlijk warmer dan de diepere hoofdstroomgeul (gewijzigd naar Clark et al. 1999).

In onbeschaduwde beken kan de invloed van de lichtinval zeer groot zijn, met als gevolg grote dagelijkse temperatuurfluctuaties. In een beschaduwde beek zijn deze fluctuaties veel kleiner (Ward 1985).
Ten tweede wordt water met een lage stroomsnelheid relatief sneller en tot een hogere temperatuur opgewarmd dan water met een hoge stroomsnelheid. Dit wordt veroorzaakt door een verminderde aanvoer van koeler water van bovenstrooms in langzaam stromend of stagnerend water en doordat de afgifte van warmte aan de lucht groter is bij een grotere stroomsnelheid (Boon & Shires 1976).

4 Klimaatverandering in Nederland

4.1 Klimaatscenario's

Om de effecten van klimaatverandering op beekecosystemen te beschrijven zijn als uitgangspunt verschillende klimaatscenario's gebruikt:

- de analyses verricht in het kader van het Dutch National Research Programme on Global Air Pollution and Climate Change door Van Walsum et al. (2001) van de weerreeksen die gegenereerd zijn voor 1980-2100 door het General Circulation Model (GCM, grid cell size 3.75º longitude – 2.5º latitude) van het Hadley Centre for Climate Prediction and Research in Engeland (Viner & Hulme 1998, Verweij & Viner 2001);
- de KNMI'06 klimaatscenario's voor 2050 (Van den Hurk et al. 2006).

Door Van Walsum et al. (2001) zijn er vier verschillende scenario's opgesteld, op basis van de data voor 2070-2100, omdat voor deze periode de meest extreme veranderingen ten opzichte van de huidige situatie voorspeld worden (Tabel 4.1.1).
Scenario 1 is gebaseerd op de Hadley weerreeks voor 2070-2100, gebaseerd op de neerslag (mm/dag), temperatuur (ºC), relatieve luchtvochtigheid (%) en zonneinstraling 'downward shortwave surface flux' (W/m^2/dag). Op basis van de Hadley weerreeks stijgt de langjarige gemiddelde temperatuur over de gehele GCM grid cell van 9,87ºC naar 11,90ºC in 2070-2100.
Voor specifieke regionale veranderingen is echter aanpassing nodig van het model op basis van de verschillen tussen de huidige langjarige weergegevens en die van de Hadley weerreeks. Voor het studiegebied beschreven door Van Walsum et al. (2001), het stroomgebied van de Beerze en Reusel in Noord-Brabant, is bijvoorbeeld uitgerekend dat de temperatuurstijging waarschijnlijk 0,74 ºC hoger uitvalt.

Tabel 4.1.1. Klimaatscenario's voor 2070-2100 voor het stroomgebied van de Beerze en Reusel, Noord-Brabant (Van Walsum et al. 2001).

Scenario code	Omschrijving	Verwachte verandering voor 2070-2100
1. Had	Hadley weerreeks voor 2070-2100 (aangepast voor studieregio)	gemiddelde temperatuur +2,8 ºC
2. HadPi	Hadley weerreeks met aanpassing neerslaghoeveelheid volgens KNMI vuistregel	gemiddelde temperatuur +2,8 ºC gemiddelde neerslag: +17% winter, +3% zomer
3. HadEr	Had met afname evapotranspiratie	gemiddelde temperatuur +2,8 ºC afname evapotranspiratie (-10% grasland/ -36% landbouwgewassen)
4. HadPiEr	HadPi met afname evapotranspiratie	gemiddelde temperatuur +2,8 ºC gemiddelde neerslag: +17% winter, +3% zomer afname evapotranspiratie (-10% grasland/ -36% landbouwgewassen)

Een stijging van de temperatuur leidt echter hoogstwaarschijnlijk tot een stijging van de neerslag. Het KNMI heeft een vuistregel opgesteld om de neerslagdata aan te passen aan een temperatuurstijging (Können et al. 1997). Toepassing van deze vuistregel leidt voor De Bilt tot een toename van de gemiddelde zomerneerslag met 1% per ºC en een toename van de gemiddelde winterneerslag met 6% per ºC (scenario 2).
Een verdubbeling van de CO_2-concentratie in de atmosfeer leidt mogelijk tot een verandering in de evapotranspiratie (Haasnoot et al. 1999). Bij een verhoogd CO_2 gehalte kunnen planten sneller de benodigde hoeveelheid CO_2 opnemen, met als gevolg dat de huidmondjes minder lang geopend zijn, wat weer leidt tot een afname van de verdamping. Deze verandering van de hoeveelheid evapotranspiratie is meegenomen in het derde scenario, gebaseerd op een afname van 10% voor grasland en 36% voor landbouwgewassen (Van Walsum et al. 2001).
Scenario 4 is een combinatie van een verandering in neerslag en van verdamping.

De meest recente KNMI'06 klimaatscenario's voor 2050 (Van den Hurk et al. 2006), zijn te verdelen in gematigde en warme scenario's. Het gematigde scenario (G) gaat uit van een gemiddelde stijging van de wereldtemperatuur voor 2050 met 1ºC ten opzichte van 1990, terwijl het warme scenario (W) uitgaat van een stijging met 2 ºC. Potentiële veranderingen in de luchtcirculatiepatronen boven Europa vormen de basis voor nog twee scenario's: een sterke verandering van circulatie, met als gevolg warmere en vochtigere winters (als gevolg van toename westelijke stromingen) en een grotere kans op droge en warme zomers (als gevolg van stromingen met een sterk oostelijk karakter in de zomer) en slechts een kleine verandering in de circulatiepatronen (Tabel 4.1.2).

Tabel 4.1.2. KNMI'06 scenario's voor het klimaat van Nederland in 2050 (Van den Hurk et al. 2006).

KNMI'06 scenario	Wereldwijde gemiddelde temperatuur-stijging in 2050 (t.o.v. 1990)	Verandering van luchtcirculatiepatronen
G	+1 ºC	klein
G+	+1 ºC	groot
W	+2 ºC	klein
W+	+2 ºC	groot

Hierop gebaseerd zijn de volgende veranderingen van het klimaat in Nederland te verwachten (Van den Hurk et al. 2006) (Tabel 4.1.3):

Neerslag

- In de winter worden weinig veranderingen in het aantal dagen met neerslag verwacht. In de zomer wordt een afname van de neerslagfrequentie verwacht van 10-20% voor de G+ en W+ scenario's,
- De toename van de gemiddelde neerslag in de winter wordt vooral veroorzaakt door een toename van de hoeveelheid neerslag op natte dagen. De mate waarin is sterk afhankelijk van de circulatie. In de zomer heeft een verandering van de luchtcirculatiepatronen een afname van het aantal dagen met neerslag (en daarmee

de gemiddelde neerslag) tot gevolg, maar laat geen veranderingen in gemiddelde neerslag zien. De hoeveelheid neerslag op een dag met regen stijgt bij een veranderende circulatie (4-9%),

- De hoeveelheid extreme neerslag neemt toe, in de winter volgt dit de veranderingen in de gemiddelde neerslag. Ook in de zomer neemt extreme neerslag in alle scenario's toe, de mate waarin verschilt per scenario.

Temperatuur

- Winter: een verandering in de luchtcirculatiepatronen heeft grote invloed op de gemiddelde en laagste temperatuur in de winter: de temperatuur op de koudste dagen stijgt meer dan gemiddeld en de gemiddelde temperatuur stijgt meer dan de wereldtemperatuur voor dat scenario. Bij een onveranderde circulatie vertonen de laagste en gemiddelde temperatuur een gelijke stijging. Deze toename is minder dan de gemiddelde toename op wereldschaal.
- Zomer: de circulatie heeft een verschillend effect op de gemiddelde temperatuurstijging en de temperatuur van de warmste dagen. Een verandering in luchtcirculatiepatronen heeft een temperatuurstijging tot gevolg die groter is dan het regionale gemiddelde, met een nog grote stijging van extreme temperatuurwaarden. Slechts een kleine verandering in circulatie veroorzaakt een klein verschil tussen de toename in gemiddelde en extreme waarden en een toename die minder is dan de gemiddelde wereldwijde temperatuurstijging.

Tabel 4.1.3. Overzicht van de klimaatveranderingen corresponderend met de KNMI'06 scenario's voor verschillende temperatuur- en neerslagvariabelen (Van den Hurk et al. 2006).

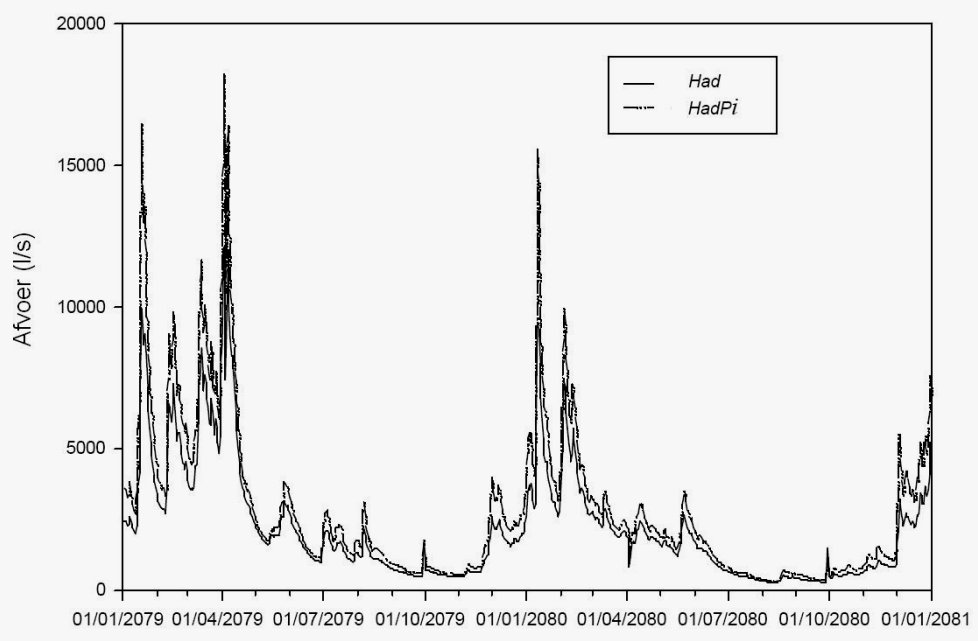
Variabele	G	G+	W	W+
Zomer				
Gemiddelde temperatuur (K)	+0,9	+1,4	+1,7	+2,8
Temperatuur warmste dag (K)	+1,0	+1,9	+2,1	+3,8
Gemiddelde neerslag (%)	+2,8	-9,5	+5,5	-19,0
Frequentie optreden natte dagen (%)	-1,6	-9,6	-3,3	-19,3
Gemiddelde neerslag op natte dag (%)	+4,6	+0,1	+9,1	+0,3
Neerslag op 1% natste dagen (%)	+12,4	+6,2	+24,8	+12,3
Winter				
Gemiddelde temperatuur (K)	+0,9	+1,1	+1,8	+2,3
Temperatuur koudste dag (K)	+1,0	+1,5	+2,1	+2,9
Gemiddelde neerslag (%)	+3,6	+7,0	+7,3	+14,2
Frequentie optreden natte dagen (%)	+0,1	+0,9	+0,2	+1,9
Gemiddelde neerslag op natte dag (%)	+3,6	+6,0	+7,1	+12,1
Neerslag op 1% natste dagen (%)	+4,3	+5,6	+8,6	+11,2

4.2 Toepassing klimaatscenario's op Nederlandse beeksystemen

De veranderingen die optreden in beeksystemen als gevolg van klimaatverandering zijn in te delen in twee groepen:

- veranderingen met effect op de hydrologie,
- veranderingen in het temperatuurregime.

Uit de klimaatscenario's komt naar voren dat de hoeveelheid neerslag in Nederland toeneemt. In het winterhalfjaar zowel gemiddeld als in de vorm van extremen, terwijl in de zomer langere periodes zonder neerslag voorspeld worden, maar extremere hoeveelheden tijdens buien (Van den Hurk et al. 2006).
Van Walsum et al. (2001) hebben voor de Beerze en de Reuzel in Noord-Brabant de hydrologische effecten hiervan gemodelleerd (voor scenario's uit Tabel 4.1.1). Uit de simulaties bleek dat een stijging van 17% van de gemiddelde winterneerslag leidt tot een toename van de afvoer van zowel de Beerze als de Reuzel met meer dan 50% (Figuur 4.2.1). Als een belangrijke onderliggende oorzaak hiervan noemen ze een toename van natte zones in de beekdalen. Als deze zones onder water komen te staan, genereren zij sneller oppervlakkige afstroming, wat weer leidt tot een hogere afvoer. Uit de scenario's met een afname van de evapotranspiratie blijkt dat dit piekafvoeren nog verder versterkt; 7% bovenop het effect van een stijging van de neerslag. Dit wordt veroorzaakt door het minder ver wegzakken van de grondwaterstanden in het najaar. Daardoor is er een natter beginpunt voor de opbouw van hoge grondwaterstanden in het winterhalfjaar.



Figuur 4.2.1. Simulatie van de afvoer van de Beerze voor scenario 1 (Had) en scenario 2 (HadPi, toename van de winterneerslag met 17%) voor 2079-2081 (gewijzigd naar Van Walsum et al. 2001).

In de zomer kunnen langere perioden zonder neerslag tot gevolg hebben dat (in de huidige situatie al periodiek droogvallende) beken een lagere afvoer kennen of eerder opdrogen. Aan de andere kant kunnen extreme hoeveelheden regen (bijvoorbeeld als het gevolg van onweersbuien) voor grote piekafvoeren zorgen, vooral in bovenlopen van beken waarvan de afvoer op zeer korte termijn de neerslag volgt (Arnell 1996).

De temperatuur van beken volgt met enige vertraging de luchttemperatuur; een stijging van de luchttemperatuur heeft dus een stijging van de watertemperatuur tot gevolg (Ward 1985, Mohseni & Stefan 1999, Webb et al. 2003). In bovenlopen van beken wordt dit proces door aanvoer van relatief koud grondwater enigszins gebufferd, afhankelijk van het aandeel grondwater. Recent onderzoek laat echter zien dat een verhoogde oppervlaktetemperatuur invloed heeft op de temperatuur van de bodem en het grondwater (Beltrami 2002, Bense & Kooi 2004). Wanneer de temperatuur van het grondwater stijgt, heeft dit tot gevolg dat het in bronnen en als kwel uittredend grondwater warmer zal worden (Frederick & Gleick 2003).

4.3 Vertaling van de potentiële veranderingen naar ecologisch bruikbare componenten

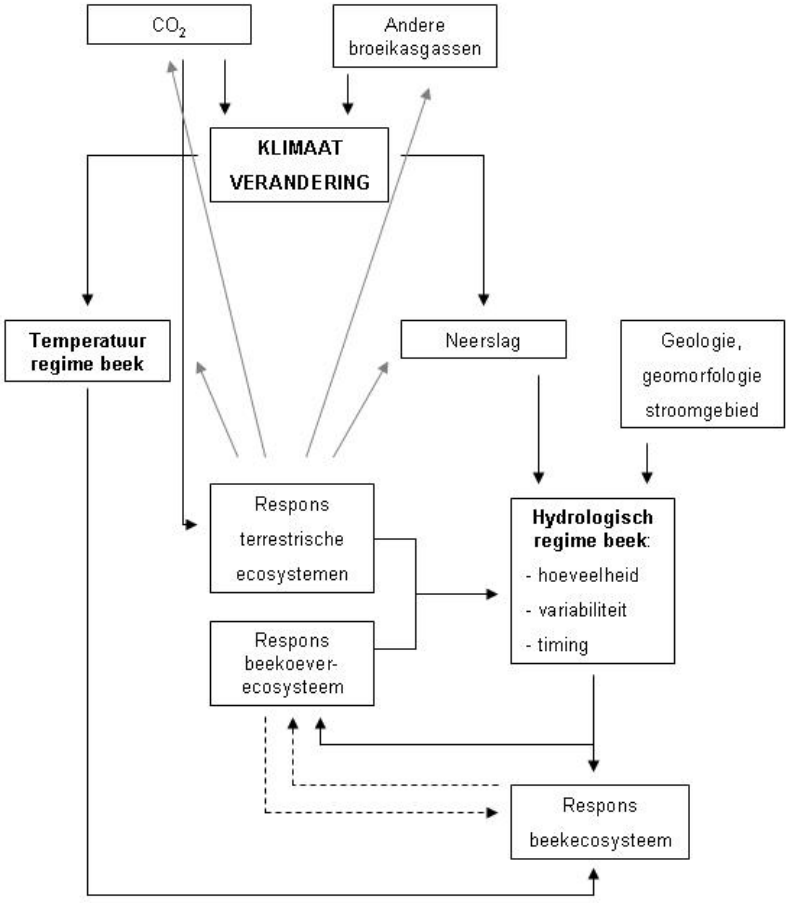
In Tabel 4.3.1 is kort samengevat welke veranderingen in de Nederlandse beeksystemen kunnen worden verwacht op basis van de bovengenoemde klimaatscenario's.

Tabel 4.3.1. Mogelijke veranderingen in Nederlandse beeksystemen als gevolg van klimaatverandering. + = toename. Gebaseerd op Arnell (1996), Van Walsum et al.(2001), Frederick & Gleick (2003), Caissie (2006) en Van den Hurk et al. (2006).

Variabele	Als gevolg van verandering in	Mogelijk effect	
		Winter	Zomer
Hydrologie			
Perioden met hoge afvoer	Toename gemiddelde neerslag	+	
Perioden met lage afvoer	Langere perioden zonder neerslag in de zomer		+
Geïnundeerde/vochtige zones langs beek	Toename gemiddelde neerslag	+	
Oppervlakkige afstroming naar beek	Extremere neerslag hoeveelheden	+	+
Droogval	Langere perioden zonder neerslag in de zomer		+
Extreme piekafvoeren	Extremere neerslag hoeveelheden	+	+
Temperatuur			
Temperatuur oppervlaktewater	Stijging luchttemperatuur	+	+
Temperatuur van in bron uittredend grondwater/ kwel	Stijging bodemtemperatuur	+	+

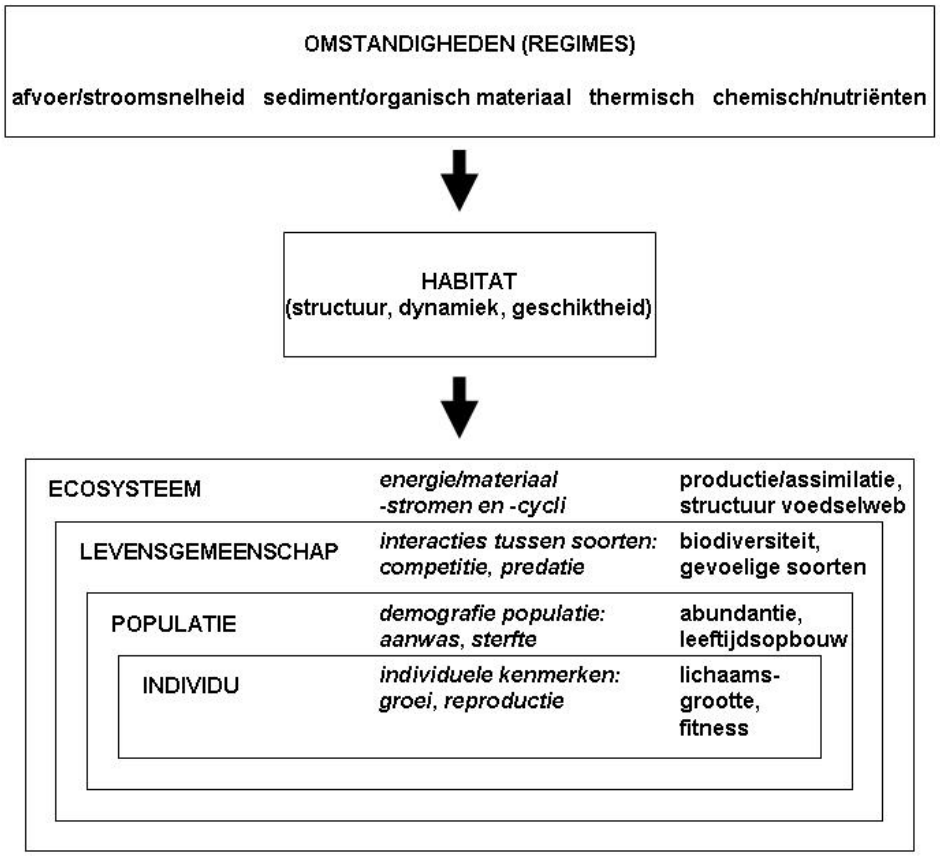
Het is de voorspelling dat de meest duidelijke en directe effecten van klimaatverandering op beekecosystemen kunnen worden gerelateerd aan deze veranderingen

in het thermische en hydrologische regime (Carpenter et al. 1992a, Grimm 1993, Allan 1995, Meyer et al. 1999).
Potentiële veranderingen als gevolg van klimaatverandering staan echter niet los van elkaar, zoals door Grimm (1993) schematisch is weergegeven (Figuur 4.3.2). Het thermische en hydrologische regime hebben, samen met de interacties tussen de beek en de oever, grote invloed op het functioneren van een beekecosysteem. Er is bijvoorbeeld een directe relatie tussen klimaatverandering, neerslag, hydrologie en de reactie van de levensgemeenschap in de beek hierop. Maar andere factoren kunnen op hun beurt weer (een op dit moment nog grotendeels onbekende) invloed uitoefenen in de vorm van terugkoppelingen en veranderingen in ecologische interacties. Wanneer bijvoorbeeld de oevervegetatie verandert, heeft dit effecten op de levensgemeenschap in de beek, maar mogelijk ook op de hoeveelheid evapotranspiratie. Dit heeft weer invloed op de hoeveelheid water in de bodem en bepaalt daarmee mede de voeding van de beek en uiteindelijk de hydrologie (Grimm 1993).



Figuur 4.3.1. Factoren die hoogstwaarschijnlijk de effecten van klimaatverandering op beekecosystemen beïnvloeden. Zwarte pijlen geven directe relaties weer. Deze relaties kunnen worden beïnvloed door feedbacks (grijze pijlen) en ecologische interacties (onderbroken pijlen). Zie tekst voor verdere verklaring (gewijzigd naar Grimm 1993).

De ecologische effecten van veranderingen in de twee regimes zijn afhankelijk van de volgende componenten: hoeveelheid/omvang, frequentie en timing. De respons van het ecosysteem op een verandering in de afvoerdynamiek hangt bijvoorbeeld af van de hoeveelheid; hoe groot is de afvoer(piek), hoe lang duurt een piek, de frequentie; hoe vaak treden piek- of lage afvoeren op en van timing; wanneer, hoe is het gespreid over het jaar en hoe snel is de respons na regenval.
Variabiliteit in de verschillende regimes speelt een belangrijke rol in het bepalen van de geschiktheid, structuur en dynamiek binnen een habitat en stuurt ecologische processen op verschillende hiërarchische schaalniveaus binnen het beekecosysteem (Poff & Ward 1990, Townsend & Hildrew 1994, Poff 2002) (Figuur 4.3.3). Klimaat, geologie, topografie, vegetatie en antropogene invloeden beïnvloeden de verschillende regimes. Wijzigt er iets in een regime, bijvoorbeeld door klimaatverandering, dan kunnen er (afhankelijk van de omvang, frequentie en timing) er veranderingen optreden in het habitat. Dit beïnvloedt vervolgens de uitkomst van ecologische processen, met als gevolg een verandering in de structuur en functies binnen een ecosysteem (Poff 2002).



Figuur 4.3.2. Ecologische organisatie binnen een beekecosysteem. Het diagram laat zien hoe de belangrijkste regimes binnen een stroomgebied de habitat bepalen en daarmee invloed uitoefenen op de uitkomst van ecologische processen op verschillende schaalniveaus. De regimes worden gestuurd door klimaat, geologie, topografie, vegetatie en antropogene invloeden binnen het stroomgebied (gewijzigd naar Poff 2002). Zie tekst voor verdere uitleg.

5 Veranderingen in het hydrologische regime

5.1 Introductie

Het hydrologische regime van een beek is direct van invloed op ecologische processen en patronen (Vannote et al. 1980, Resh et al. 1988, Poff & Ward 1989). Hydrologische extremen, zoals piekafvoeren en verdroging, vormen een belangrijke vorm van verstoring in lotische ecosystemen (Poff & Ward 1989, Grimm 1993). Minshall (1988) omschrijft verstoring als volgt: 'Een tijdelijke verandering in omgevingscondities, die een overschrijding van de normale range van omstandigheden en/of de aanpassingssnelheid van een groot deel van de organismen in een populatie of levensgemeenschap tot gevolg heeft, met als gevolg mortaliteit of verwijdering van deze organismen'.
Veel meer dan veranderingen in de gemiddelde omstandigheden, sturen verstoringen ecosysteemprocessen, de populatiedynamiek van soorten en het verloop van biotische interacties (Resh et al. 1988, Carpenter et al. 1992a, Grimm 1993). Het effect van een verstoring hangt af van de duur, frequentie, omvang, ruimtelijke schaal en het tijdstip waarop deze plaatsvindt (Resh et al. 1988, Naiman & Turner 2000). Een complicerende factor is dat verschillende groepen organismen anders reageren op dezelfde verstoring, als gevolg van bijvoorbeeld verschillen in mobiliteit en levenscyclus (Minshall 1988, Stazner et al. 1988). Verstoringen worden weer gevolgd door rekolonisatie (Minshall 1988, Resh et al. 1988).

Twee veranderingen in het hydrologische regime van Nederlandse beken kunnen worden opgevat als verstoringen, met name in beken met een variabele afvoer (in mindere mate door grondwater gevoed) (*sensu* Resh et al. 1988):

- extreme piekafvoeren,
- droogval.

5.2 Effecten van extreme piekafvoeren op beekorganismen

De afvoer van beken kent in meer of mindere mate een natuurlijke dynamiek, als gevolg van klimatologische verschillen tussen seizoenen en jaren. Tussen beken en stroomgebieden bestaan grote verschillen in dynamiek, bijvoorbeeld door regionale verschillen in klimaat, geologie en vegetatiebedekking (Meyer et al. 1999). Deze dynamiek is sturend voor beekecosystemen, door het bepalen van het verloop van biologische processen en interacties op verschillende niveaus binnen ecosystemen (Resh et al. 1988, Poff et al. 1997, Poff 2002).

Een toename van de variatie in neerslagintensiteit, aantal zware regenbuien en verspreiding van de neerslag over de seizoenen kan, via de hydrologie van een beek, grote effecten hebben op het sedimenttransport van beken. Een voorbeeld hiervan is sedimentverplaatsing bij een hoge afvoerpiek (Ward et al. 1992). Een hogere afvoer, heeft, wanneer een voldoende hoge stroomsnelheid bereikt wordt, verplaatsing van

sediment tot gevolg. Hierdoor treden er wijzigingen op in de samenstelling van de beekbedding, variërend van verplaatsing van een bepaald habitattype (zoals bladpakketten of fijn sediment) tot complete verwijdering (Reice et al. 1990).
Een direct effect hiervan is mortaliteit van beekorganismen, maar ook indirect brengt het grote veranderingen teweeg, bijvoorbeeld door veranderingen in habitatkwaliteit en -kwantiteit voor benthische organismen (Pringle et al. 1988, Poff 1992, Poff 2002). Of de afvoerpiek daadwerkelijk veranderingen binnen het ecosysteem tot gevolg heeft, hangt af van (Minshall 1988):

- hoeveel sediment (percentage beekbedding, tot welke diepte) er wordt verplaatst bij een bepaalde stroomsnelheid,
- welke afstand dit materiaal aflegt,
- hoe vaak dit materiaal verplaatst wordt,
- het type beweging van dit materiaal (in suspensie, schuiven, rollen),
- hoeveel mortaliteit dit tot gevolg heeft bij organismen,
- mate van verplaatsing (wegspoeling) organismen.

Een bepaalde mate van dynamiek is natuurlijk; variaties in omvang, frequentie, duur en timing zorgen voor een zekere onvoorspelbaarheid. In laaglandbeken zijn bijvoorbeeld veranderingen in de stroomsnelheid gedurende het jaar niet ongewoon. De ecologische respons bij een verandering in afvoerdynamiek hangt dan ook af van (Poff et al. 1997, Meyer et al. 1999):

- hoe de afvoerdynamiek verandert (omvang, frequentie etc.) ten opzichte van het huidige regime,
- hoe geomorfologische en ecosysteemprocessen reageren op deze verandering.

Aangezien elk stroomgebied verschillend is, verschilt de toekomstige respons waarschijnlijk per beek. Wel zijn er, globaal gezien, algemene ecologische effecten van piekafvoeren bekend. Twee belangrijke effecten van piekafvoeren op organismen zijn (Madsen et al. 2001, Poff 2002, Bunn & Arthington 2002):

- een direct effect op organismen door deze te beschadigen (in het geval van macrofyten) of doden via uitschuring, begraven in sediment en wegspoeling naar ongeschikt habitat,
- veranderingen in habitatstructuur, voedsel- en nutriëntenbeschikbaarheid voor organismen via transport of depositie van sediment, organisch materiaal en nutriënten.

Piekafvoeren die bewegingen van het beddingsubstraat kunnen een aanzienlijke verstoring van de benthische levensgemeenschap tot gevolg hebben. Een plotselinge, zeer snelle toename van de afvoer heeft de grootste effecten (Scarsbrook & Townsend 1993). Macrofyten, evertebraten, aangehechte algen en visseneieren kunnen worden weggeschuurd, meegespoeld of verpletterd door rollend sediment (Reice 1985, Poff et al. 1997, Madsen et al. 2001). Het wordt verondersteld dat levensgemeenschappen van zandige substraten het minst beïnvloedt worden door afvoerpieken, omdat dit habitattype van nature al vrij instabiel is (Resh et al. 1988, Reice et al. 1990).

Bij een toename van de stroomsnelheid spoelt fijn sediment weg en komt meer grof zand en grind vrij. Deze grove sedimenten zijn vaak arm aan nutriënten en organisch materiaal. Dit kan de groei van wortelende macrofyten remmen en bemoeilijkt het wortelen (Barko & Smart 1986, Madsen et al. 2001).
Bij een afname van de stroomsnelheid vindt sedimentatie plaats van fijn zand en slib, dat de interstitiële ruimtes in het beddingsubstraat kan verstoppen en organisch materiaal (bijvoorbeeld takken en blad) kan bedekken, zodat het onbereikbaar wordt voor detritivore evertebraten (Poff et al. 1997, Lake et al. 2000, Boulton 2003). Diatomeeën kunnen begraven worden door een laagje sediment. Ook macrofyten kunnen er hinder van ondervinden. Planten kunnen begraven worden of de fotosynthese kan gehinderd worden door bedekking van bladeren (Madsen et al. 2001).

De structuur van de bedding verandert voortdurend; er is meestal sprake van een mozaïek van substraattypen, met elk haar eigen kenmerkende soorten. Veel soorten die leven onder dit soort omstandigheden hebben kenmerken ontwikkeld of hun levensstrategie aangepast aan een zekere variatie in hun habitat (box 1); na een kleine verstoring treedt herstel vaak snel op. Na grote verstoringen met een lage voorspelbaarheid, zoals extreme piekafvoeren, duurt het herstel van de gemeenschap vaak langer. Ook een hoge frequentie van piekafvoeren remt het herstel van de benthische gemeenschap (Reice 1985, Reice et al. 1990)

Box 1: Overlevingsstrategieën van *Agapetus fuscipes*

De larven van de kokerjuffer *Agapetus fuscipes* (Figuur 7) zijn onder normale omstandigheden beweeglijk en verplaatsen zich om algen te grazen. Tijdens afvoerpieken hechten de larven zich echter vast aan het substraat. Voedsel zoeken is dan niet mogelijk. In de huisjes van *Agapetus fuscipes* groeien algen. Volgens Cox & Wagner (1989) kunnen larven deze algen gebruiken om perioden te overleven waarin geen voedsel gezocht kan worden. Het bleek namelijk dat individuen met algen in hun huisje aanzienlijk langer konden overleven dan diegene met een nieuw huisje zonder algen.
Uit laboratoriumproeven bleek ook dat *Agapetus fuscipes* een strategie heeft om bedekking met zand te overleven. Wanneer de kokerjuffer plotseling begraven wordt, verlaat deze het huisje, klimt naar de oppervlakte en bouwt snel een nieuwe koker (Majecki et al. 1997).

Afvoerpieken hebben dus een tweezijdig effect: aan de ene kant treedt er verlies van habitat en organismen op, maar aan de andere kant biedt dit weer mogelijkheden voor andere organismen of creëert nieuw habitat door aanvoer van nieuw materiaal van stroomopwaarts. Deze tweezijdigheid van de effecten van piekafvoeren kan verder geïllustreerd worden aan de hand van de effecten op het grof organisch materiaal in de beek. Tijdens een piekafvoer kan grof organisch materiaal (bijvoorbeeld bladeren, takken en stammen) vanuit de oeverzone in de beek spoelen. Dit hoopt zich op in de stroomgeul en vormt organische dammen. De aanwezigheid hiervan heeft grote effecten op de morfologie van de bedding, afvoer, stroomsnelheid, habitatdiversiteit, soortensamenstelling en abundantie macrofauna en ecosysteemprocessen (Bilby & Likens 1980, Smock et al. 1989, Poff et al. 1997, Palmer et al. 2000). Echter, piekafvoeren kunnen ook tot gevolg hebben dat deze dammen wegspoelen (Carpenter et al. 1992a). Wanneer er geen nieuwe aanvoer plaatsvindt, heeft dit een locale afname van de habitatdiversiteit en/of voedselbeschikbaarheid tot gevolg.

Ruimtelijke schaal van een verstoring speelt een belangrijke rol, omdat dit invloed kan hebben op de mogelijkheden voor rekolonisatie van organismen (op welke afstand bevinden zich de dichtstbijzijnde populaties) (Resh et al. 1988). Herkolonisatie kan plaatsvinden via gevleugelde adulten, individuen die de afvoerpiek hebben overleefd in refugia en via drift (Bilton et al. 2001). Drift is het passief stroomafwaarts verplaatsen van benthische organismen (voornamelijk evertebraten en diatomeeën). In verband met piekafvoeren is vooral catastrofale drift van belang: het plotseling losraken van het substraat als gevolg van een verhoging van verstoringen, zoals een plotselinge verhoging van de stroomsnelheid of de watertemperatuur (Allan 1995). Uit onderzoek blijkt dat:

- drift toeneemt bij hogere stroomsnelheden en toename van sedimenttransport of troebelheid van het water (Ciberowski et al. 1977, Doeg & Milledge 1991, Allan 1995),
- vooral veranderingen in stroomsnelheid belangrijk zijn voor de omvang van de drift (Ciberowski et al. 1977, Bird & Hynes 1981),
- langere gemiddelde driftafstanden worden bereikt bij hogere stroomsnelheden (Bird & Hynes 1981).

Bij welke stroomsnelheid individuen van een soort precies loslaten van het substraat is niet goed bekend, dit is waarschijnlijk soortspecifiek en substraatafhankelijk.

5.3 Effecten van een lage afvoer en droogval op beekorganismen

Langere perioden zonder neerslag in de zomer kunnen leiden tot een sterke vermindering van de afvoer of complete droogval van de beek. Verdroging heeft uiteenlopende effecten op het beekecosysteem (Figuur 5.3.1).



Figuur 5.3.1. De relaties tussen lage afvoer, kritieke drempelwaarden voor organismen en mechanismen van rekolonisatie binnen een gebied in een bepaalde tijdsperiode (gewijzigd naar Boulton 2003).

In beken met een zandig substraat kan bij verminderde afvoer, bij voldoende hoog sedimenttransport, fijn zand en slib worden afgezet, met als gevolg dat aanzienlijke oppervlakten van de beekbedding bedekt worden. Ook de interstitiële ruimtes in de hyporeïsche zone worden gevuld met slib ('colmation'). Dit heeft tot gevolg dat de lokale heterogeniteit (tijdelijk) verdwijnt. Beekorganismen die afhankelijk zijn van een bepaald substraat, zoals grind of organisch materiaal, kunnen hier hinder van ondervinden, omdat dit bedekt wordt door het fijne sediment (Lake et al. 2000). Dit kan tot gevolg hebben dat de soorten die hiervan afhankelijk zijn verdwijnen en de fauna vervangen wordt door een fauna aangepast aan de nieuwe habitat (Ward et al. 1992). Dichtslibben van de bedding heeft tot gevolg dat de diversiteit en abundantie van onder andere kokerjuffers (Trichoptera), haften (Ephemeroptera) en steenvliegen (Plecoptera) afneemt, terwijl gravende organismen, zoals zoetwaterborstelwormen (Oligochaeta) en (Chironomidae) toenemen (Lake et al. 2000).

Wanneer de afvoer van beken afneemt worden mobiele organismen meer geconcentreerd op een klein oppervlak, met als gevolg dat biotische interacties tussen deze organismen toenemen. De effecten hiervan verschillen per soort of leeftijdsklasse van organismen (Carpenter et al. 1992a). Ook milieuomstandigheden, zoals een verhoogde watertemperatuur en een lager zuurstofgehalte in de droogvallende beek spelen hierbij een rol. Bij volledige uitdroging treedt hoge mortaliteit op onder de soorten zonder speciale aanpassingen (bijvoorbeeld levencyclus, diapauze, mogelijkheid tot verplaatsing) (Williams 1987). Of soorten verdwijnen na verdroging van de beek hangt af van (Boulton 2003):

- timing, duur, omvang, frequentie en snelheid van opdrogen,
- beschikbaarheid van plekken om verdroging te overleven, welke vervolgens fungeren als bronnen van rekolonisatie,
- mate van aanpassing om droogte te overleven (levenscyclus, gedrag, diapauze),
- veranderingen die optreden tijdens het opdrogen en gedurende de droge periode, zoals mortaliteit,
- rol van bepaalde soorten in het functioneren van het ecosysteem, als deze verdwijnen als gevolg van droogte kan het ecosysteem veranderen.

Verdroging beïnvloedt niet alleen de beek zelf, maar ook de interacties tussen de beek en het grondwater en die met de oeverzone. Het eindstadium van verdroging is het volledig verdwijnen van oppervlaktewater, gevolgd door dieper terugtrekken van het water in de hyporeïsche zone (Williams 1987, Boulton 2003). Allerlei soorten aquatische organismen overleven in de hyporeïsche zone van de beek (Williams 1987, Boulton 2003). Diepe hyporeïsche zones, met veel interstitiële ruimtes en stroming kunnen grote aantallen organismen herbergen en spelen zo een belangrijke rol als refugia (Williams 1987, Resh et al. 1988).
Verlies van de oeverzone-beek-verbinding heeft tot gevolg dat bepaalde habitat ontoegankelijk worden voor aquatische organismen, zoals waterplanten in de oeverzone wanneer het waterpeil daalt. Oevervegetatie van beken biedt bijvoorbeeld bevestigingspunten voor filter-feeders, bescherming tegen de stroming en predatie door vissen, habitatstructuren en voedsel voor herbivoren en detritivoren en uitsluipmogelijkheden voor emergerende insecten (Williams & Feltmate (1992) in Boulton 2003).

5.4 Respons van organismen op hydrologische verstoringen

Verstoring (verdroging, extreme piekafvoeren) en een variabele afvoer kunnen aanzienlijke effecten hebben op populaties en levensgemeenschappen van beekorganismen (Poff & Ward 1989). Ecologische theorieën suggereren dat bij een toename van de verstoringsfrequentie, de biodiversiteit daalt doordat tolerante, snel reproducerende en zeer mobiele soorten sterk bevoordeeld worden ten opzichte van de meer gevoelige soorten (Resh et al. 1988, Townsend & Hildrew 1994). Echter of dit optreedt, is afhankelijk van de basissituatie; als de beek voorheen al in meer of mindere mate een hydrologisch variabel regime kende (bijvoorbeeld door antropogene activiteiten) is het goed mogelijk dat de fauna al geheel of gedeeltelijk is aangepast.
De timing van de piekafvoeren is ook belangrijk. Vallen er piekafvoeren in een voorheen meer stabiele situatie, dan heeft dit grote ecologische gevolgen, aangezien de levenscyclus van verschillende soorten aangepast is aan het hydrologische regime (Poff et al. 1996).
Poff & Ward (1989) hebben deze gedachte verder theoretisch uitgewerkt en uitgebreid aan de hand van de hydrologie van een groot aantal beken in Noord-Amerika (Tabel 5.4.1). Hierin wordt de theoretische respons van populaties en levensgemeenschappen beschreven op een toename van vier verschillende hydrologische factoren: droogval, frequentie en voorspelbaarheid van piekafvoeren en de voorspelbaarheid van de afvoer.

Tabel 5.4.1. Theoretische respons van populaties en levensgemeenschappen van beken op een toename van vier verschillende hydrologische factoren: droogval, frequentie en voorspelbaarheid van piekafvoeren en de voorspelbaarheid van de afvoer. Potentiële biologische kenmerken van de populaties en levengemeenschappen worden beschreven (gewijzigd naar Poff & Ward 1989).

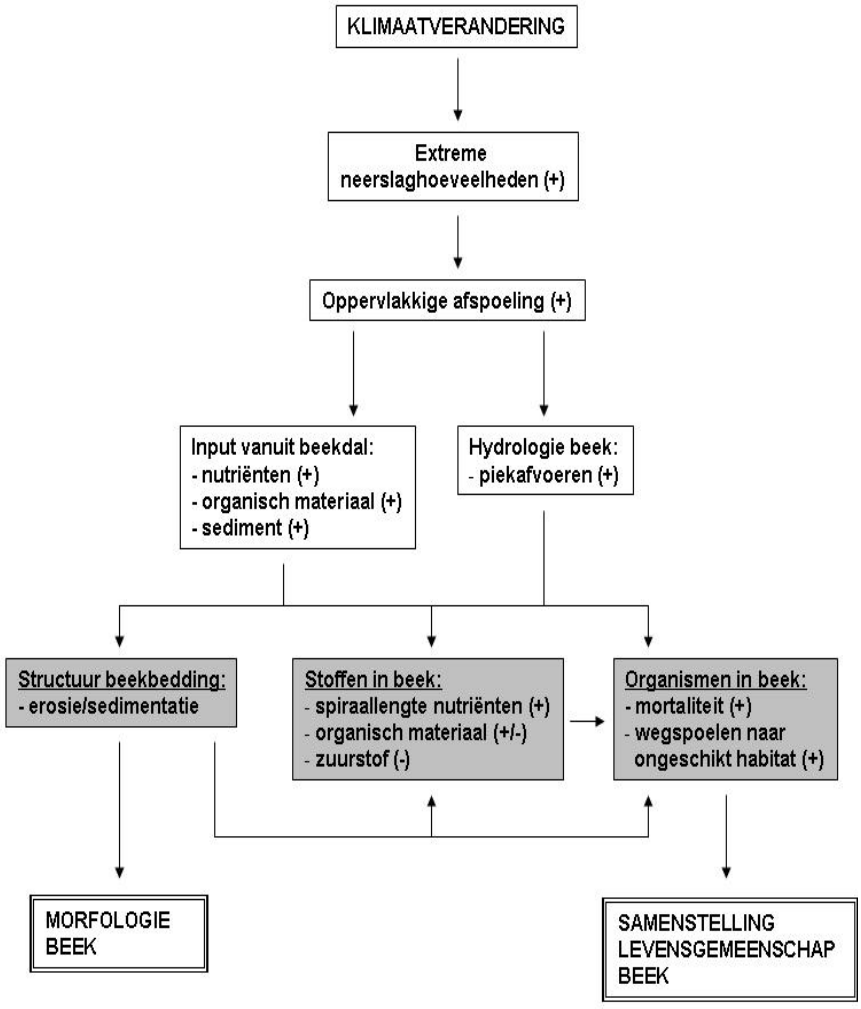
Hydrologische factoren	Biologische kenmerken	
	Populatie	Levensgemeenschap
Droogval	- Diapauze/droogtetolerant - Hoge dispersiecapaciteit - Aangepast om droogte te ontwijken	- Simpel voedselweb - Biodiversiteit laag t.o.v. regionale situatie, maar stabiel door hoog aandeel aan droogte aangepaste soorten - Successie volgt een voorspelbaar patroon na terugkeer water - Opbouw levensgemeenschap wordt voornamelijk gestuurd door abiotische omstandigheden
Frequentie piekafvoeren	- Kleine afmetingen - Versnelde en asynchrone (t.o.v. afvoerdynamiek) ontwikkeling - Aanpassingen om overstromingen te ontwijken	- Simpel voedselweb - Biodiversiteit laag t.o.v. regionale situatie, stabiliteit omhoog door toename overstromingstolerante soorten - Successie: herstel gemeenschap moeizaam, bepaalde soorten krijgen niet de kans tot rekolonisatie - Opbouw levensgemeenschap wordt vooral gestuurd door abiotische omstandigheden
Voorspelbaarheid piekafvoeren	- Toename synchrone ontwikkeling met afvoerdynamiek - Uitsluipen/reproductie kan worden aangepast aan afvoer	- Complex voedselweb - Biodiversiteit gemiddeld t.o.v. regionale situatie, stabiliteit omhoog door aanpassingen soorten - Successie volgt een steeds meer voorspelbaar patroon - Opbouw levensgemeenschap gestuurd door biotische interacties, behalve tijdens en na piekafvoer
Voorspelbaarheid afvoer	- Grotere afmetingen - Toename specialistische soorten - Toename aandeel lang levende soorten - Synchrone ontwikkeling variabel	- Complex voedselweb - Biodiversiteit hoog t.o.v. regionale situatie, stabiliteit neemt af door toename gevoelige soorten - Successie: sterke ontwikkeling na overstroming, maar volgt onvoorspelbaar patroon (afhankelijk van timing overstroming) - Opbouw levensgemeenschap vooral gestuurd door biotische interacties

5.5 Conclusies veranderingen in het hydrologische regime van beken

De effecten van klimaatverandering op het hydrologische regime van de Nederlandse beken zijn op te delen in drie componenten:

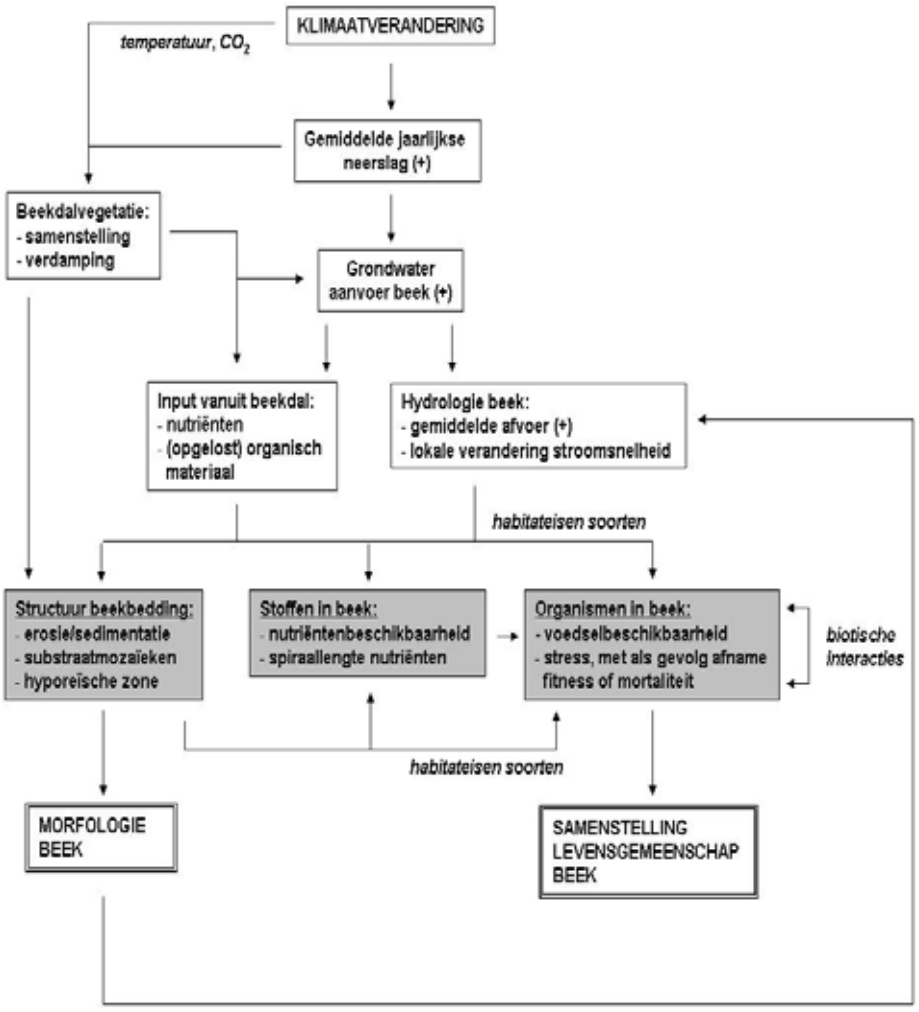
- toename van extreme piekafvoeren,
- toename gemiddelde afvoer in het winterhalfjaar,
- toename van de frequentie en duur van verdroging in de zomer.

Figuur 5.5.1 geeft schematisch de effecten weer op beekecosystemen van een toename van extreme neerslaghoeveelheden als gevolg van klimaatverandering, dat zich uit in de vorm van extremere piekafvoeren.



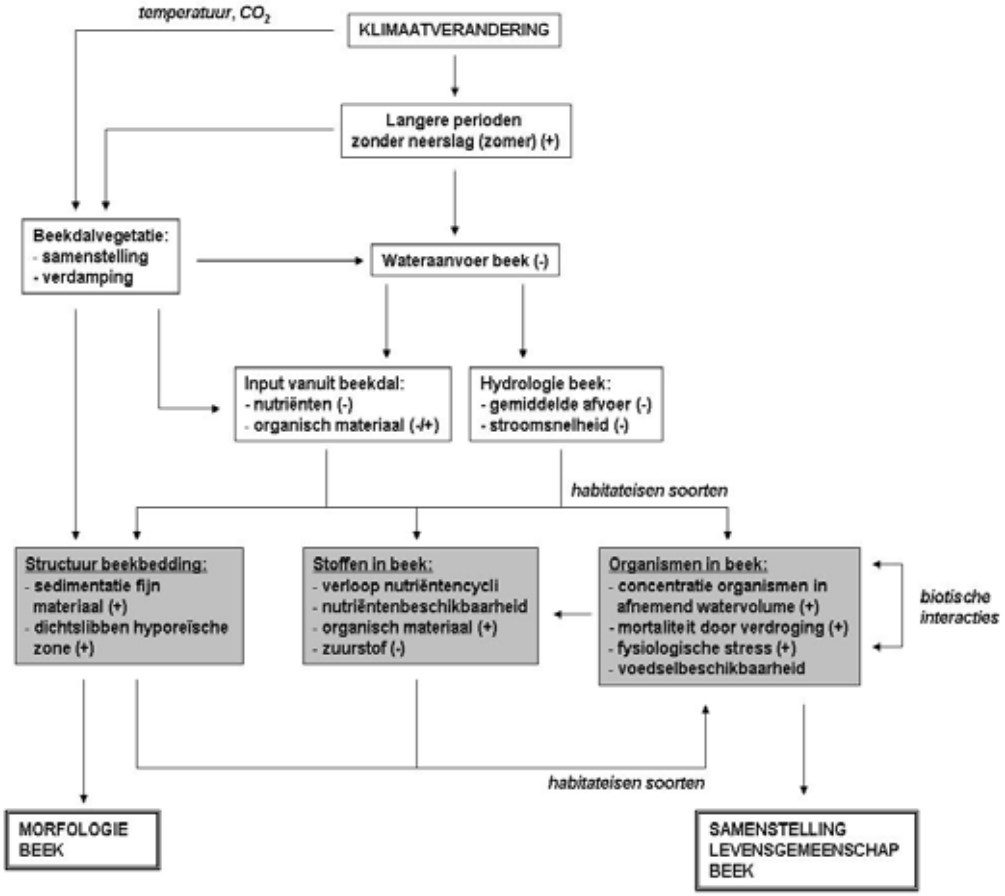
Figuur 5.5.1. De effecten van een toename van piekafvoeren als gevolg van een klimaatverandering. Onderlinge relaties worden weergegeven met pijlen. De verandering heeft een toename (+) of een afname (-) van bepaalde processen tot gevolg. In de grijze blokken worden de effecten op het beekecosysteem gegeven, onderverdeeld in structuur van de beekbedding, stoffen (zie ook hoofdstuk 6) en organismen. Aan de morfologie en samenstelling van de levensgemeenschap van de beek (blokken met een dubbele omlijning) kunnen de veranderingen in het ecosysteem als gevolg van klimaatverandering worden afgelezen.

Figuur 5.5.2 geeft schematisch de effecten weer van een toename van de gemiddelde afvoer weer, zoals die voorspeld worden voor het winterhalfjaar. Dit heeft vooral effecten op de langere termijn.



Figuur 5.5.2. De effecten van een stijging van de gemiddelde afvoer in het winterhalfjaar. Onderlinge relaties worden weergegeven met pijlen. De verandering heeft een toename (+) of een afname (-) van bepaalde processen tot gevolg. In de grijze blokken worden de effecten op het beekecosysteem gegeven, onderverdeeld in structuur van de beekbedding, stoffen (zie ook hoofdstuk 6) en organismen. Aan de morfologie en samenstelling van de levensgemeenschap van de beek (blokken met een dubbele omlijning) kunnen de veranderingen in het ecosysteem als gevolg van klimaatverandering worden afgelezen.

Figuur 5.5.3 beschrijft schematisch de effecten van een toename van de frequentie en duur van perioden met een lage afvoer in de zomer. In sommige beken leidt dit tot verdroging.

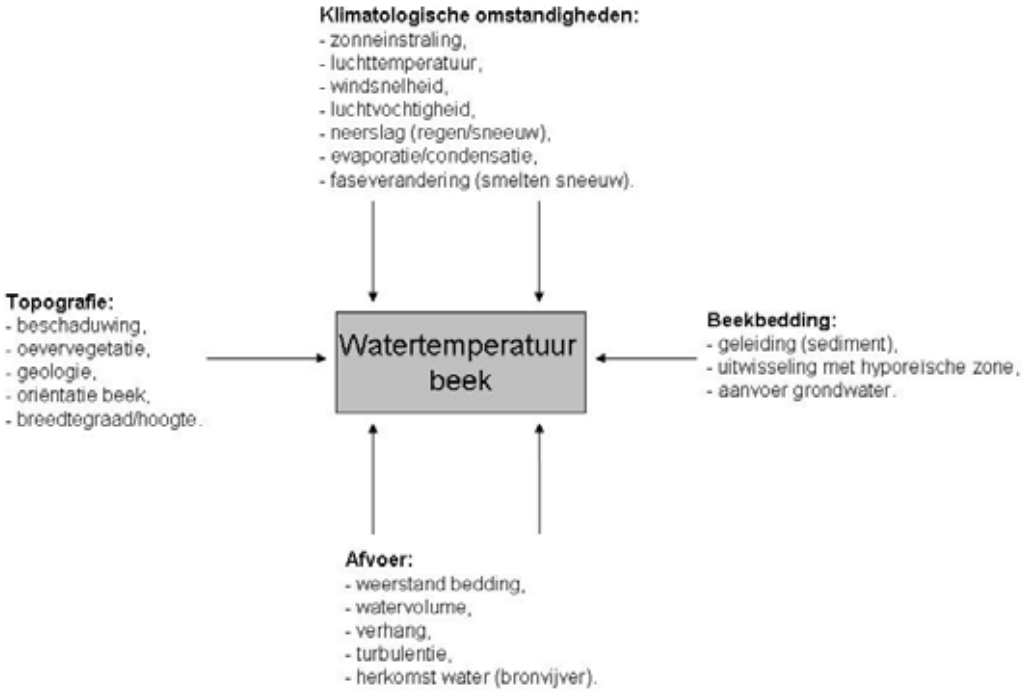


Figuur 5.5.3. De effecten van een toename van de frequentie en duur van verdroging in de zomer. Onderlinge relaties worden weergegeven met pijlen. De verandering heeft een toename (+) of een afname (-) van bepaalde processen tot gevolg. In de grijze blokken worden de effecten op het beekecosysteem gegeven, onderverdeeld in structuur van de beekbedding, stoffen (zie ook hoofdstuk 6) en organismen. Aan de morfologie en samenstelling van de levensgemeenschap van de beek (blokken met een dubbele omlijning) kunnen de veranderingen in het ecosysteem als gevolg van klimaatverandering worden afgelezen.

6 Veranderingen in het temperatuurregime

6.1 Introductie

Klimaatverandering gaat gepaard met een verhoging van de luchttemperatuur en daarmee indirect ook de temperatuur van het oppervlakte- en grondwater (Ward 1985, Levine 1992, Mohseni & Stefan 1999, Webb et al. 2003, Oreskes 2004). Behalve het klimaat zijn ook verschillende klimatologische, hydrologische en omgevingsfactoren sturend voor het temperatuurregime van een beek (Ward 1985, Hawkins et al. 1997, Caissie 2006) (Figuur 6.6.1).



Figuur 6.6.1. Factoren die van invloed zijn op de watertemperatuur van een beek (gewijzigd naar Caissie 2006).

Een verschuiving van het temperatuurregime kan grote gevolgen hebben voor de levensgemeenschappen in oppervlaktewateren, aangezien temperatuur een belangrijke sturende factor is in biologische systemen (Grimm 1993, Hawkins et al. 1997). De verspreiding van veel soorten is bijvoorbeeld afhankelijk van het temperatuurregime. Ook is temperatuur direct van invloed op de groei, fysiologie, levenscyclus en het gedrag van soorten (Magnuson et al. 1997, Vannote & Sweeney 1980).
Een temperatuurstijging heeft ook indirecte effecten; een stijging van de watertemperatuur heeft bijvoorbeeld tot gevolg dat de oplosbaarheid van zuurstof in het water afneemt, met als gevolg dat soorten met een hoge zuurstofbehoefte hiervan problemen kunnen ondervinden (Grimm 1993).

6.2 Effecten van een temperatuurstijging op de fysiologie van organismen

Een stijging van de watertemperatuur kan op twee manieren invloed uitoefenen op een organisme (Sweeney et al. 1992, Eaton & Scheller 1996, Meyer et al. 1999):

- het kan tot gevolg hebben dat het letale fysiologische temperatuurmaximum van het organisme wordt bereikt, met als gevolg sterfte (bijvoorbeeld bij hoge watertemperaturen in de zomer),
- het kan leidden tot verandering in het verloop van fysiologische processen in het organisme: metabolisme, groei, ontwikkeling, emergentie, voortplanting.

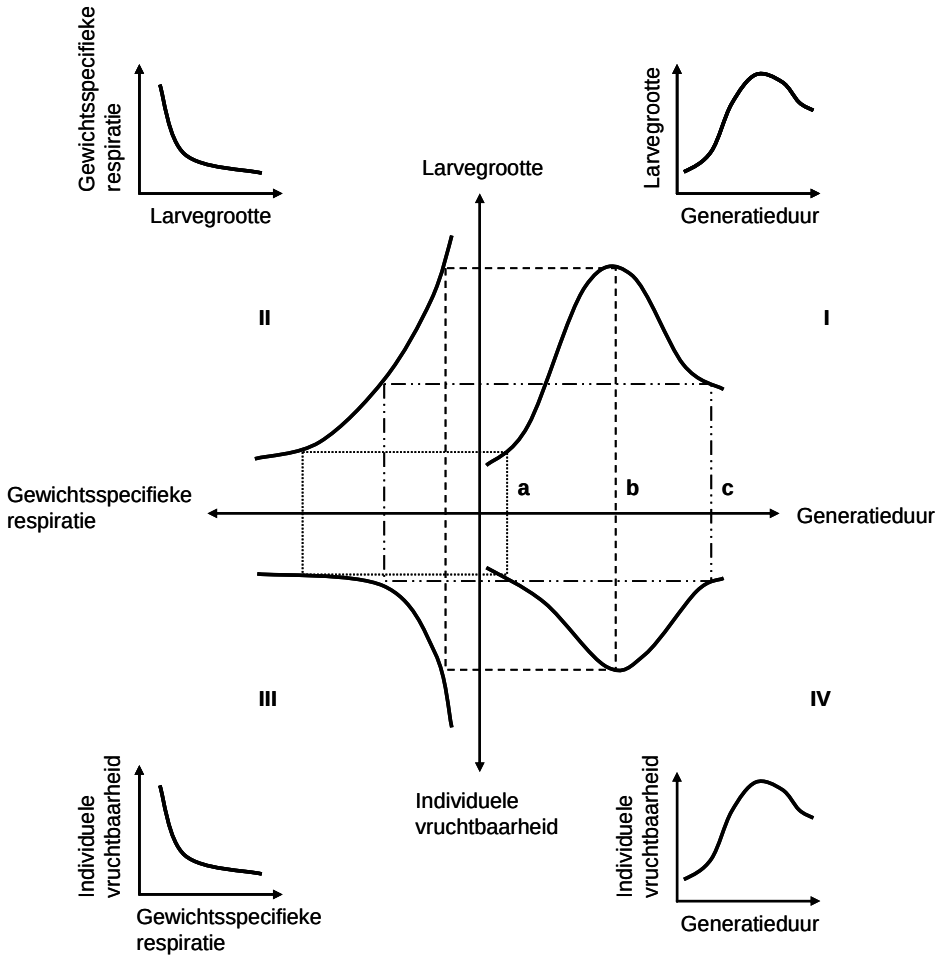
Behalve de snelheid en omvang van de temperatuurstijging, bepaalt voornamelijk de temperatuurtolerantie van organismen het uiteindelijke effect. Deze temperatuurtolerantie is de uitkomst van allerlei bioenergetische, ontwikkelings- en gedragsmechanismen die op dit moment individuen van een bepaalde soort in staat stelt te overleven en te reproduceren binnen een bepaalde temperatuurrange. Hieraan ligt een genetische basis ten grondslag, die kan verschillen tussen individuen van een populatie (Sweeney et al. 1992).
Uit laboratorium- en veldexperimenten blijkt dat een kleine temperatuurstijging (2-4ºC) al kan resulteren in allerlei veranderingen in de groei, ontwikkeling en reproductie van aquatische organismen. Enkele voorbeelden hiervan worden gegeven in Tabel 6.2.1, terwijl in box 2 aan de hand van een hypothetisch model de relatie tussen groei, ontwikkeling en reproductie bij aquatische insecten verder wordt toegelicht.

Tabel 6.2.1. Enkele veranderingen die waargenomen zijn bij aquatische evertebraten van stromende wateren als gevolg van een stijging van de watertemperatuur (data afkomstig van laboratorium- en veldonderzoek).

Verandering bij temperatuurstijging	Familie	Referentie(s)
Hogere groeisnelheid	Amphipoda	Hogg & Williams 1996
Kleinere volwassen afmetingen	Plecoptera	Hogg & Williams 1996
	Amphipoda	Hogg & Williams 1996
	Ephemeroptera	Fahy 1973
Afname overleving	Plecoptera	Elliot 1987
Afname eiproductie	Plecoptera	Elliot 1987
Verkorting van de generatietijd/ toename aantal generaties	Plecoptera	Elliot 1987
Vervroegde start van emergentie	Trichoptera	Cereghino et al. 1997
	Trichoptera	Hogg & Williams 1996
	Plecoptera	Hogg & Williams 1996
Vervroegde start van eiafzetting	Trichoptera	Cereghino et al. 1997
Veranderingen in groeipatroon	Trichoptera	Cereghino et al. 1997
Veranderde ratio ♂-♀	Trichoptera	Hogg & Williams 1996
Hogere respiratie, ten koste van groei	Hemiptera	Sweeney & Schnack 1977

Box 2: Effecten van een temperatuurstijging op de groei, ontwikkeling en voortplanting van aquatische insecten.

Bij aquatische insecten bestaat er een exponentieel verband tussen de groeisnelheid en de temperatuur (Atkinson 1994, Hynes 1970). Hoge groeisnelheid wil echter niet zeggen dat deze individuen grote afmetingen, hogere vruchtbaarheid of een groter competitievermogen hebben (Vannote & Sweeney 1980, Rempel & Carter 1987). In veel gevallen hebben organismen zelfs gereduceerde afmetingen bij een toenemende temperatuur (Atkinson 1994, Vannote & Sweeney 1980). Vaak wordt dit patroon verklaard aan de hand van het verloop van het metabolisme bij een gestegen temperatuur.
Door Vannote & Sweeney (1980) is dit samengevat in een theoretisch model, dat een relatie legt tussen watertemperatuur, individuele groei, metabolisme, reproductie en generatieduur van subpopulaties binnen een bepaalde geografische range (Figuur 13).



Figuur 1. Modelweergave van de fysiologische reacties van aquatische insecten op een temperatuurverandering. Het model is opgedeeld in 4 parameters, namelijk de relatie tussen larvegrootte en generatieduur (I), larvegrootte en gewichtsspecifieke respiratie (II), gewichtsspecifieke respiratie en individuele vruchtbaarheid (III) en individuele vruchtbaarheid en generatieduur (IV). Deze parameters zijn gecombineerd voor drie temperatuurregimes: temperatuur boven optimum (a), optimumtemperatuur (b), temperatuur onder het optimum (c). Voor verdere verklaring zie tekst (gewijzigd naar Vannote & Sweeney 1980).

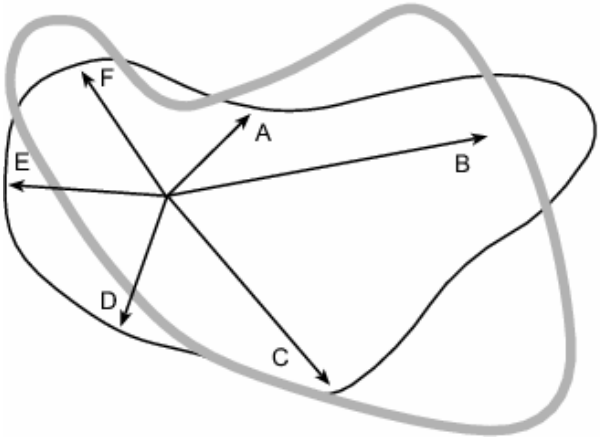
Ze verklaren de grootte-afname doordat respiratie van een organisme gewichtsafhankelijk is. Een verhoging van de temperatuur leidt tot een toename van de respiratie. Hierdoor stijgt het energieverbruik, wat ten koste gaat van de grootte van het organisme. Nadelig aan een grootte-reductie is dat dit ten koste gaat van de reproductie; kleinere individuen produceren minder nakomelingen.
Volgens het model is de stabiliteit van een subpopulatie optimaal en de populatiebiomassa het hoogst wanneer het lichaamsgewicht en de vruchtbaarheid maximaal zijn en de gewichtsspecifieke respiratie minimaal. Dit punt wordt bereikt bij een bepaalde temperatuur (optimaal thermisch regime, lijn b). Regio's die verwijderd zijn van dit optimum (lijn a en c) zijn geassocieerd met temperatuurgebonden veranderingen in de efficiëntie waarmee de energie wordt gebruikt en ontwikkelingsprocessen verlopen. Deze subpopulaties worden gekenmerkt door populaties met een lage dichtheid, die bestaat uit kleine individuen met een gereduceerde vruchtbaarheid.
In een optimaal thermisch verloop (lijn b) is de larvale lichaamsgrootte gemaximaliseerd en geassocieerd met een relatief lage gewichtsspecifieke respiratie, hoge vruchtbaarheid en intermediaire generatieduur.
In niet optimale gebieden met een lagere temperatuur (lijn c) is de generatieduur gemaximaliseerd, maar zijn lichaamsgrootte, gewichtsspecifieke respiratie en vruchtbaarheid intermediair. In niet optimale gebieden met een hogere temperatuur (lijn a) is de gewichtsspecifieke respiratie hoog, wat resulteert in korte generatieduur en juist kleinere individuen en lagere vruchtbaarheid.
Experimenten en observaties in het veld van ondersteunen dit model. Uit onderzoek van Elliot (1987) bleek dat de levenscyclus van de steenvlieg *Leuctra nigra* van semivoltien naar univoltien kan veranderen bij een verhoogde temperatuur. Dit ging echter wel ten koste van de overlevingskans en de eiproductie. Bij een temperatuurstijging van 12,1°C naar 15,8°C nam deze duidelijk af. Bij een temperatuur tussen 23-27°C voltooide slechts 7-10% van de larven de levenscyclus. Hogg & Williams (1996) vonden bij een temperatuurstijging van 2,0–3,5°C dat afmetingen van volwassen exemplaren van de steenvlieg *Nemoura trispinosa* geringer waren in vergelijking met de normale situatie. Fahy (1973) onderzocht larven van een bivoltiene populatie van de eendagsvlieg *Baetis rhodani*. Het bleek dat de generatie larven die zich in de zomer ontwikkelde, kleinere afmetingen had in vergelijking met de generatie die zich in de winter ontwikkelde. Cereghino et al. (1997) vonden dat kleine temperatuurveranderingen in de rivier de Oriega, Pyreneeën, Frankrijk, resulteerden in kleine veranderingen in het groeipatroon, vervroegde eiafzetting en een vervroegde uitvliegperiode van de kokerjuffers *Hydropsyche instabilis*, *Rhyacophyla occidentalis* en *Rhyacophyla meridionalis*.

Hoe deze veranderingen binnen populaties van aquatische organismen beekecosystemen beïnvloeden is op dit moment onbekend. Een van de weinige veldstudies naar effecten van een temperatuurstijging op de levensgemeenschap van een beek is uitgevoerd door Hogg et al. (1995) en Hogg & Williams (1996). Ze bestudeerden gedurende 2 jaar een 1e orde beek waarvan het ene gedeelte van de stroomgeul 2,0-3,5ºC werd opgewarmd, terwijl het andere gedeelte de normale temperatuur behield. Er werd een afname gevonden van de totale dichtheid van evertebraten, met name Chironomidae (Diptera), maar er vond geen verandering plaats in soortenrijkdom of totale biomassa. Veranderingen in groeisnelheid, volwassen afmetingen en emergentie werden echter wel gevonden (Tabel 6). Eén van de moeilijkheden bij dit soort studies is echter het scheiden van natuurlijke variatie binnen het systeem van de effecten van de manipulatie (Carpenter et al. 1992b).
Een andere veldstudie werd uitgevoerd door Patrick (1971). Ze onderzocht hoe diatoomeeën in White Clay Creek, V.S., reageerden op een temperatuurstijging van 7ºC in januari. In dit onderzoek liet men beekwater door boxen met hierin diatomeeëngemeenschappen stromen, die overeen kwamen met de gemeenschappen die

in de natuurlijke situatie op die plek voorkomen. Het bleek dat het aantal soorten in de diatomeeëngemeenschap toenam, de totale biomassa steeg en dat de populatiegrootte ongeveer gelijk werd in elk van de boxen.
Uit onderzoek van Barko et al. (1982) bleek dat het aantal drijvende bladeren van Rivierfonteinkruid (*Potamogeton nodosus*) toe nam bij een stijgende temperatuur (binnen range 20-32ºC). De vorm en grootte van de bladeren bleef hetzelfde.

6.3 Effecten van een temperatuurstijging op de verspreiding van soorten

Een populatie van een soort kan alleen blijven bestaan wanneer de leefomgeving aan bepaalde eisen voldoet. Watertemperatuur, al dan niet gerelateerd aan andere fysiologische omstandigheden, zoals het zuurstofgehalte, moet bijvoorbeeld een dusdanig patroon volgen, dat alle biologische processen in een organisme kunnen verlopen. Wordt de letale minimum- of maximumtemperatuur overschreden, dan sterft het organisme. Binnen deze grenzen ligt een bepaalde range, waarbinnen een optimumrange ligt. Deze optimale omstandigheden vertalen zich naar een hoge reproductie, oftewel een hoge fitness.
Sweeney et al. (1992) hebben een model gemaakt waarin de reactie van aquatische organismen wordt weergegeven op een veranderend thermisch verloop (Figuur 6.3.1). Deze eisen, de milieuomstandigheden, kunnen worden uitgedrukt in vectoren. Voorbeelden hiervan zijn bijvoorbeeld letale maximumtemperatuur, optimale temperatuur voor reproductie en optimale temperatuur voor groei.



Figuur 6.3.1. Diagram met hypothetische relaties tussen benodigde omgevingsvectoren (A-F) en het huidige temperatuurverloop (doorgetrokken lijn) en het temperatuurverloop na een temperatuurstijging (gearceerde lijn). Zie tekst voor verdere verklaring (Sweeney et al. 1992).

Elke milieufactor die invloed uitoefent op de fitness van een populatie wordt weergegeven met een vector (A-F). De lengte van deze vectoren geeft het gemiddelde van de populatie weer. Binnen een populatie is namelijk een bepaalde genetische variatie aanwezig. Dit heeft tot gevolg dat het ene individu van een soort bijvoorbeeld een

net een iets hogere temperatuurtolerantie heeft dan een ander individu binnen dezelfde populatie.
Het huidige thermische verloop op een bepaalde locatie wordt weergegeven als een omvattende, doorgetrokken lijn rondom deze vectoren. De relatie tussen deze lijn en een vector geeft de invloed van het thermisch regime op de fitness weer. Valt een vector binnen de doorgetrokken lijn, dan wordt aan de thermische eisen van de soort voldaan en wordt de fitness niet beïnvloed (B, E, F). In een natuurlijke situatie zijn echter meestal niet alle factoren optimaal. Bepaalde vectoren naderen dan ook het tolerantielimiet voor temperatuur (A, C, D). Wordt dit overschreden, dan heeft dit een negatief effect op de fitness.
Bij een temperatuurverhoging verandert het thermisch verloop en dus de vorm van de doorgetrokken lijn, met als gevolg dat de invloed op bepaalde vectoren afneemt (A, F). De mate van limitatie is bij deze factoren kleiner geworden. Een voorbeeld hiervan is dat een hogere temperatuur de groeisnelheid toeneemt. Andere vectoren komen dicht bij het tolerantielimiet te liggen of overschrijden dit zelfs (D). Dit heeft tot gevolg dat de totale fitness afneemt. Een voorbeeld hiervan is het vaker optreden van lethale maximumtemperaturen.
Dit diagram kan vertaald worden naar een geografische situatie; het areaal van een soort. Er zijn dan drie mogelijke reacties van soorten te onderscheiden (Sweeney et al. 1992, Hogg et al. 1995):

- aanpassing: genetische veranderingen binnen de populatie of als gevolg van uitwisseling met andere populaties (natuurlijke selectie, organismen die net iets beter bestand zijn tegen hoge temperaturen worden bevoordeeld),
- verplaatsing: migratie/dispersie naar geschikt habitat (dit kan ook nieuw ontstaan, bijvoorbeeld gebieden die voorheen te koud waren),
- inkrimping: wanneer de tolerantiegrenzen van de soort in delen van het areaal worden overschreden en aanpassing niet mogelijk is (bijvoorbeeld in populaties met een geringe genetische variatie en een slechte dispersiecapaciteit).

De eerste situatie (aanpassing) geldt voor de soorten waarvan het tolerantiegebied (of de genetische variabiliteit binnen de populatie/uitwisseling tussen populaties) breed genoeg is en daardoor geen directe negatieve effecten ondervinden als gevolg van een temperatuurstijging.
Een voorbeeld van de tweede situatie (verplaatsing) is een verplaatsing noordwaarts van soorten. In hoeverre een temperatuurstijging het thermische regime van beken kan veranderen, blijkt uit het volgende voorbeeld van Sweeney et al. (1992). Voor het oosten van Noord Amerika is uitgerekend dat het aantal dagen dat beekorganismen groei kunnen vertonen (het aantal 'degree-days', >0 ºC) van 1^{e} tot 5^{e} orde stromende wateren varieert van ongeveer 6500 'degree-days' op 31ºN tot 1500 'degree-days' op 50ºN per jaar. Dit neemt lineair af bij toenemende breedte. Stijgt de temperatuur als gevolg van een klimaatverandering met 4ºC, dan verandert het aantal 'degree-days', met als gevolg dat het thermisch verloop van de wateren op de desbetreffende breedtegraad vergelijkbaar wordt met een beek of rivier 680 km zuidelijker.
Ook in Europa worden verplaatsingen verwacht als gevolg van veranderingen in het thermische regime van beken (Verdonschot & Van der Hoek 2001, Heino 2002) (box 3). Dit betekent dat soorten waarvan het verspreidingsgebied ten zuiden van Nederland ligt, kunnen bij een temperatuurstijging hun areaal verder naar het

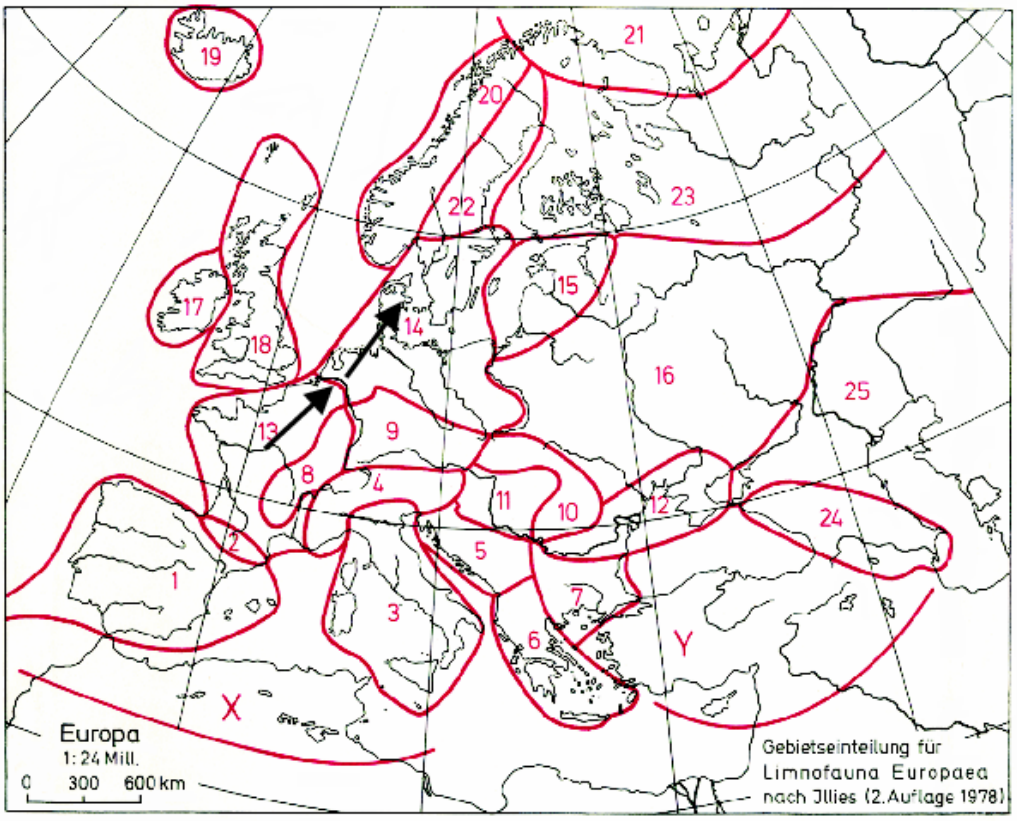
noorden uitbreiden. Of dit ook daadwerkelijk mogelijk is hangt af van (Sweeney et al. 1992, Hogg et al. 1995, Bilton et al. 2001):

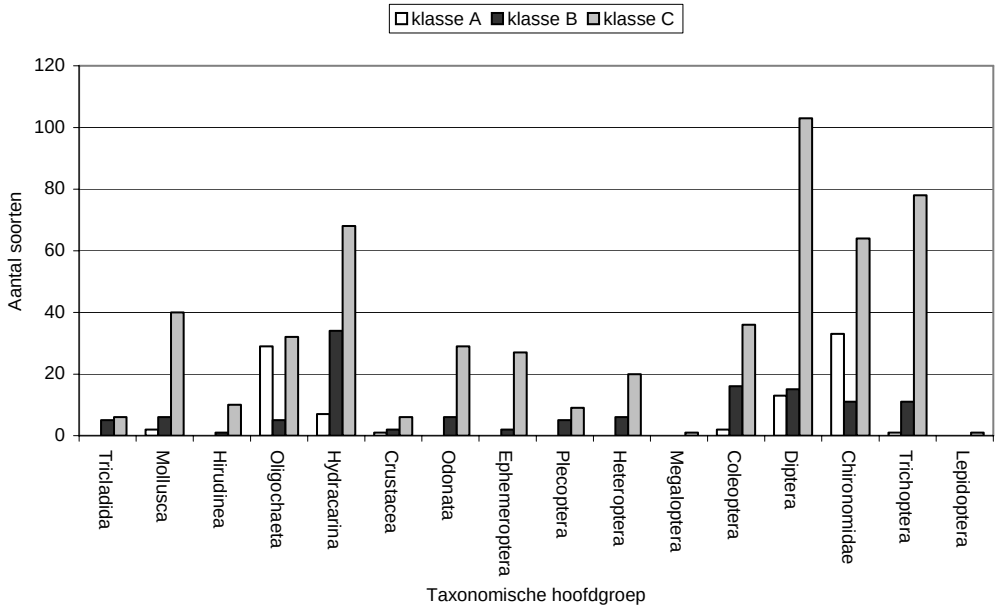
- snelheid en mate van temperatuurstijging: er moet zowel voldoende tijd zijn om nieuw habitat te koloniseren als voldoende tijd voor het ontstaan van nieuwe geschikt habitat (bijvoorbeeld op een hogere breedtegraad),
- dispersiecapaciteit organisme: mechanisme (actief-passief), mobiliteit (gevleugelde adulten), levensduur,
- aanwezigheid van barrières die dispersie verhinderen, zoals als gevolg van degradatie en fragmentatie van habitat.

De derde situatie (inkrimping) kan vergeleken worden met de effecten van een hogere (grond)watertemperatuur op de koud-stenotherme soorten uit bronnen en bronbeken. In Nederlandse bronnen komen soorten voor, die in het buitenland in koudere streken of in sneller stromende wateren zoals bergbeken, veel algemener zijn en over een groter gedeelte van het beeksysteem verspreid zijn. Waarschijnlijk kunnen deze soorten hier voorkomen als gevolg van een constante aanvoer van relatief koud grondwater (Verdonschot & Van der Hoek 2001). Wanneer de (grond)watertemperatuur stijgt als gevolg van klimaatverandering, zou dit tot gevolg kunnen hebben dat het verspreidingsgebied van deze soorten hoger stroomopwaarts komt te liggen, omdat de lager gelegen gedeelten van het stroomgebied te warm zijn geworden. Dit verlies van 'koud-water' habitat is één van de vaakst voorspelde effecten als gevolg van een temperatuurstijging, maar is voornamelijk gebaseerd op het zoeken van thermische refugia door aquatische organismen (vissen) tijdens perioden met hoge watertemperaturen (Eaton & Scheller 1996, Malmqvist & Rundle 2002).

Box 3: Mogelijke areaalverschuivingen van macrofauna van stromende wateren: verwachte situatie voor Nederland

Voor Nederland wordt bij een temperatuurverhoging van 1,5 tot 4,5ºC verwacht dat er areaalverschuivingen optreden in noordelijke richting (Figuur 15). Verdonschot & Van den Hoek (2001) onderzochten met behulp van de verspreidingsgegevens van soorten van de ecoregio's naar Illies (1978) naar de verschillen in macrofauna van stromende wateren tussen de ecoregio's 13 en 14. Ecoregio 13 (Westelijk Laagland) beslaat het westelijk deel van Frankrijk en België met als noordgrens de rivieren Maas, Waal en Rijn. Binnen deze regio valt de te verwachten (Zuid-Atlantische) fauna bij een temperatuurverhoging. Ecoregio 14 (Centraal Laagland) omvat Nederland, Noord-Duitsland, Denemarken en Zuid-Scandinavië. Deze ecoregio zal bij een temperatuurstijging noordwaarts verschuiven en naar verwachting uit Nederland verdwijnen.
Door de soortensamenstelling van de overgangen tussen beide ecoregio's te vergelijken, kan een globaal beeld gevormd worden van de toe- of afname op orde-niveau (Figuur 6.3.2). De grootste uitbreiding van de macrofauna van stromende wateren is te verwachten bij de Tricladida (platwormen), Hydracarina (watermijten), Plecoptera (steenvliegen), Odonata (libellen), Coleoptera (waterkevers) en Heteroptera (wantsen). Ongewijzigd blijven de Mollusca (weekdieren), Hirudina (bloedzuigers) en Ephemeroptera (eendagsvliegen). Het voorkomen van Chironomidae (vedermuggen) (voornamelijk Orthocladiinae) in Nederland zou afnemen. Een veronderstelde afname van Oligochaeta bleek niet vanuit de literatuur te kunnen worden ondersteund.

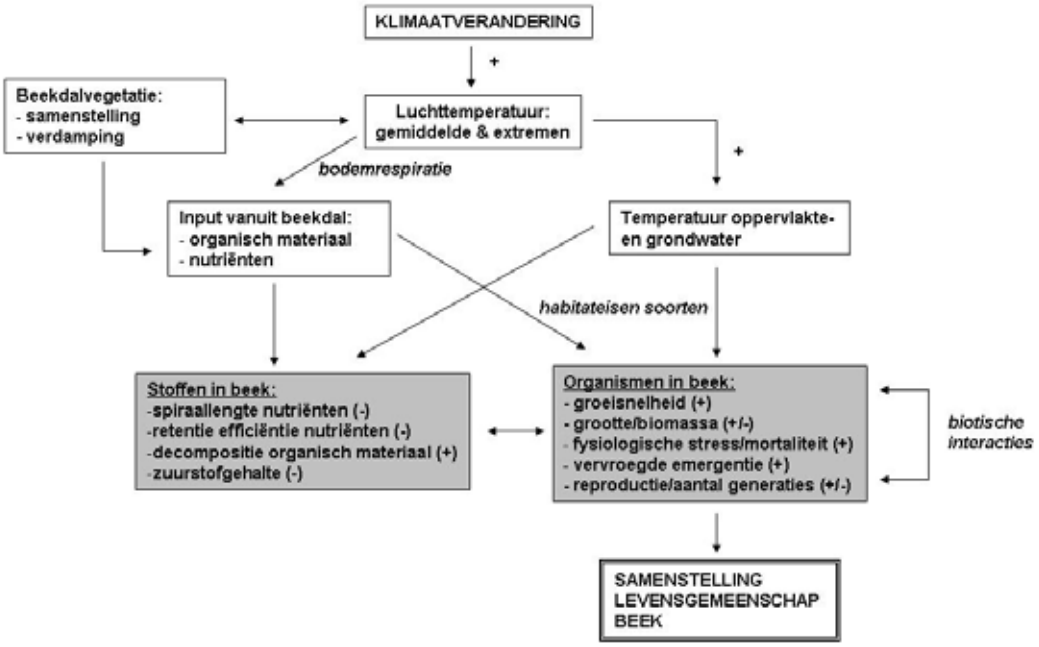




Figuur 6.3.2. Het effect van een noordwaartse verschuiving van de ecoregio's naar Illies (1978) Westelijk Laagland (13) en Centraal Laagland (14) (bovenste figuur) zou tot gevolg kunnen hebben dat het areaal van macrofauna in stromende wateren per taxonomische hoofdgroep verandert (Verdonschot & Van den Hoek 2001) (staafdiagram): klasse A: afneemt of verdwijnt, klasse B: toeneemt (uitbreiding of verschijnen nieuwe soorten), klasse C: er geen verandering optreedt.

6.4 Conclusies veranderingen in het thermische regime van beken

Als gevolg van klimaatverandering wordt er een wereldwijde stijging van de luchttemperatuur voorspeld. Aangezien de watertemperatuur de luchttemperatuur volgt, is het de verwachting dat ook de watertemperatuur van beken gaat stijgen. De watertemperatuur stijgt direct, als gevolg van een hogere luchttemperatuur en indirect als gevolg van een toename van de temperatuur van het grondwater. Figuur 6.4.1 geeft schematisch de effecten weer.



Figuur 6.4.1. De effecten van een temperatuurstijging als gevolg van klimaatverandering. Onderlinge relaties worden weergegeven met pijlen. De verandering heeft een toename (+) of een afname (-) van bepaalde processen tot gevolg. In de grijze blokken worden de effecten op het beekecosysteem gegeven, onderverdeeld in de effecten op stoffen (zie ook hoofdstuk 6) en organismen. Aan de morfologie en samenstelling van de levensgemeenschap van de beek (blokken met een dubbele omlijning) kunnen de veranderingen in het ecosysteem als gevolg van klimaatverandering worden afgelezen.

7 Veranderingen in oeverzone-beek interacties: oevervegetatie, nutriëntencycli en beekmetabolisme

7.1 Introductie

Het voedselweb van bovenlopen van beken is voornamelijk heterotroof. De basis hiervan wordt gevormd door de input van allochtoon organisch materiaal, afkomstig van de beekdalbegeleidende vegetatie. Het beekmetabolisme is afhankelijk van de input, transport, retentie en biologische verwerking van dit organisch materiaal (Allan 1995). Om de effecten van klimaatverandering op beken te kunnen begrijpen, is er dus ook kennis nodig van de veranderingen die optreden in de terrestrische ecosystemen binnen het stroomgebied.
Klimaatverandering heeft tot gevolg dat de totale biomassa, productiviteit, soortensamenstelling van de oevergemeenschap verandert, en daarmee de toevoer van nutriënten en organisch materiaal naar de beek en de samenstelling van de detritivore gemeenschap (Meyer & Pulliam 1992, Carpenter et al. 1992a, Lake et al. 2000).
Drie grote veranderingen kunnen optreden als gevolg van klimaatverandering (Meyer & Pulliam 1992):

- wijzigingen in de input van nutriënten en organisch materiaal vanuit de oeverzone in de beek,
- verandering in het transport van nutriënten en organisch materiaal,
- verandering in de vegetatie van de oeverzone.

Transport en retentie van nutriënten en het verloop van chemische processen zijn gerelateerd aan de hydrologie van de beek (Newbold et al. 1981, Elwood et al. 1983). Behalve de (vegetatie)samenstelling van de oeverzone, heeft de geomorfologie (zowel van de beek als het stroomgebied) grote invloed op het transport en de samenstelling van stoffen. Ook is er een aanzienlijke seizoensinvloed. Retentie en opname van nutriënten vinden relatief veel plaats (Allan 1995):

- tijdens perioden met lage of gemiddelde afvoer,
- bij een hoge ratio van oppervlakte beekbedding-doorstroomde natte oppervlakte,
- wanneer het beddingmateriaal permeabel is (interstitiële stroming),
- grote biomassa en hoge assimilatie autotrofe organismen (algen, macrofyten) en micro-organismen,
- wanneer er veel retentieplekken aanwezig zijn. Dammen van geaccumuleerd organisch materiaal zijn bijvoorbeeld van groot belang bij nutriëntenretentie in beken omdat ze de stroomsnelheid verminderen en zorgen voor een verhoogde opname van nutriënten (bijvoorbeeld fosfor) door organismen geassocieerd met het detritus (Mulholland et al. 1985, D'Angelo et al. 1991, Meyer et al. 1999).

Transport van nutriënten vindt relatief veel plaats bij tegenovergestelde omstandigheden.

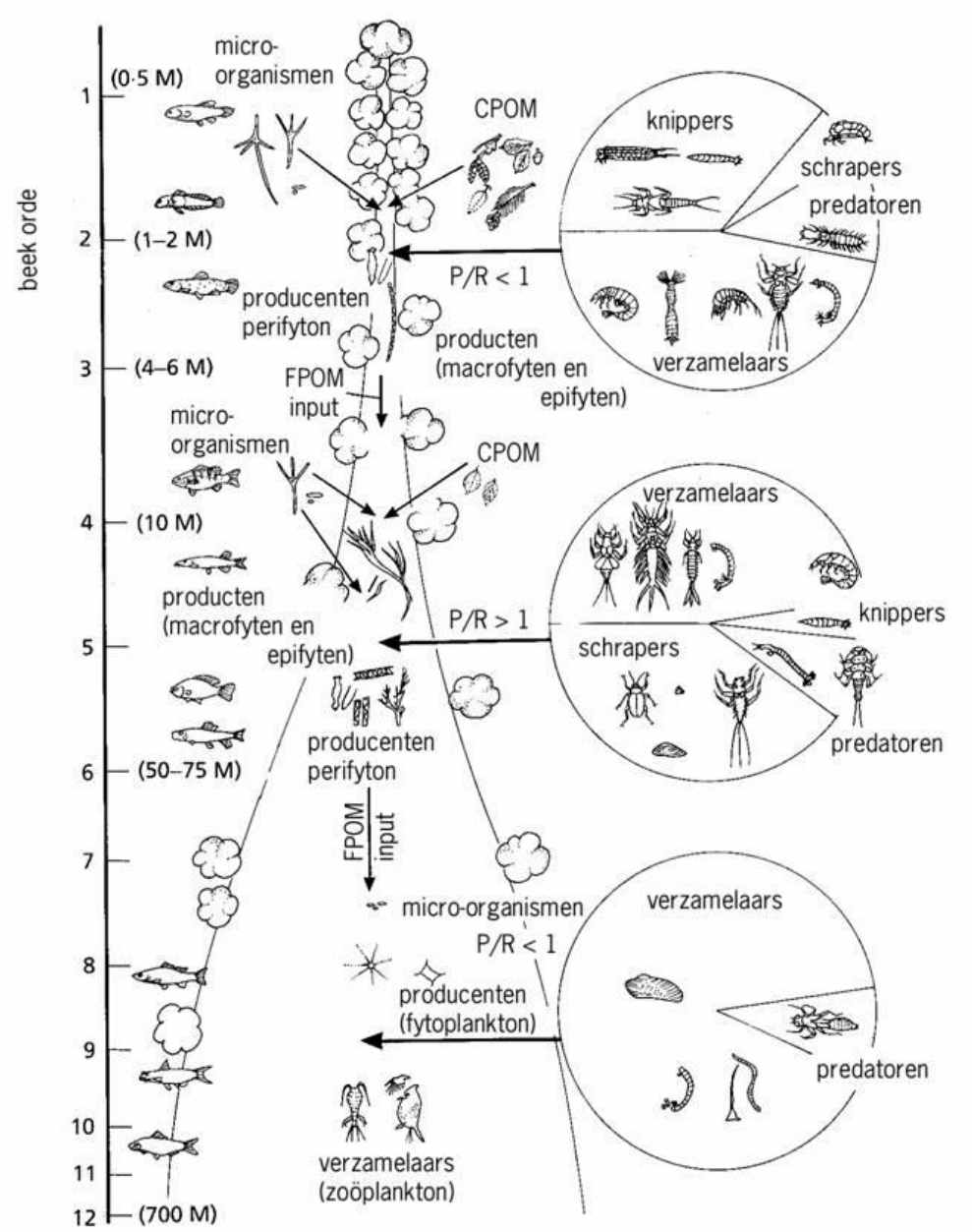
7.2 Effecten als gevolg van verandering van de vegetatie van het stroomgebied

Klimaatverandering is mede het gevolg van een verhoogd CO_2-gehalte in de atmosfeer. Dit heeft een direct effect op de terrestrische planten, afhankelijk van de plantensoort worden effecten verwacht op onder andere fotosynthese, groei, reproductie en watergebruik (Bazzaz 1990). Veranderingen in de vegetatie van het stroomgebied kunnen gevolgen hebben voor de input in het beekecosysteem (Meyer & Pulliam 1992, Carpenter et al. 1992a, Naiman et al. 1993, Lake et al. 2000):

- toename van nutriëntenopname door planten, met als gevolg veranderingen in de ondergrondse toestroming naar de beek,
- afname van verdamping als gevolg van een verlaging van de tijd dat de huidmondjes openstaan. Dit kan leiden tot een toename van het aandeel neerslag dat afstroomt naar de beek,
- een verhoogde CO_2-concentratie heeft tot gevolg dat de C:N ratio en de lignine:N in planten toeneemt. De bladeren die in de beek terecht komen hebben een lager stikstofgehalte, wat gevolgen kan hebben voor de decompositiesnelheid en de voedingswaarde voor evertebraten.

Een verandering van de soortensamenstelling van de oevervegetatie, bijvoorbeeld als gevolg van areaalverschuivingen van plantensoorten (vgl. evertebraten hoofdstuk 6), kan ook grote effecten hebben. Wanneer de plantensoortensamenstelling van de beekoever wijzigt, heeft dit tot gevolg dat er een andere combinatie van bladeren in de beek terecht komt. Sterfte van bomen (als gevolg van bijvoorbeeld een toename van insectenplagen) langs de beekoever kan een toename van de hoeveelheid dood hout in de beek tot gevolg hebben. Een verandering van het klimaat kan tot gevolg hebben dat de tijd en frequentie van inundatie en het optreden van vochtige zones langs beek verandert. Dit heeft effect op de vegetatiesamenstelling en biochemische processen in de oeverzone en daarmee aanvoer van stoffen naar de beek (Meyer & Pulliam 1992).

Als gevolg van een klimaatverandering kan een verandering van microbiële processen in de bodem plaatsvinden. De activiteit van micro-organismen is namelijk nauw verbonden met de bodemtemperatuur en het -vochtgehalte. Opwarming van de bodem resulteert in een verhoogde bodemrespiratie. Een groter gedeelte van het organisch materiaal in de bodem wordt afgebroken, waardoor de hoeveelheid die uitspoelt en vervolgens wordt getransporteerd als opgeloste organische koolstof (DOC) naar de beek, verandert. Dit DOC is een belangrijke bron van organische koolstof in beken (Allan 1995). Ook de stikstofconcentratie van het beekwater is sterk gebonden aan microbiële transformaties in de bodem. Een verandering in de mineralisatie- en nitrificatiesnelheden, en veranderingen in opname door planten door een gewijzigde vegetatiesamenstelling, heeft gevolgen voor de aanvoer van stikstof (Meyer & Pulliam 1992).



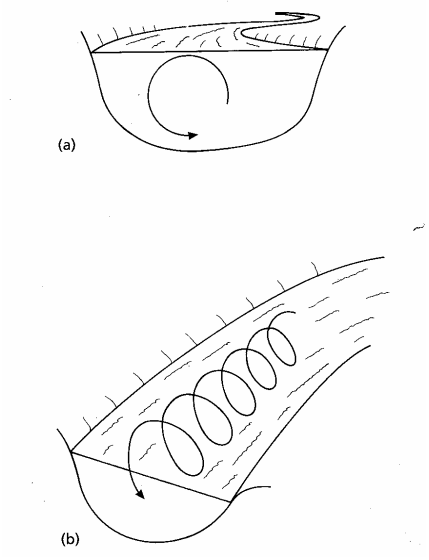
Figuur 7.2.1. Het 'River continuüm concept' beschrijft de structuur en functie van levensgemeenschappen in stromende wateren langs een longitudinale gradiënt. Biologische processen zijn hierop afgestemd: bijvoorbeeld de input, transport en opslag van (grof (CPOM) en fijn (FPOM)) organisch materiaal beïnvloeden het voorkomen van verschillende functionele voedingsgroepen, zoals filtreerders en knippers (gewijzigd naar Vannote et al. 1980).

Veranderingen in de oeverzone hebben dus directe effecten op de aquatische levensgemeenschappen in de beek en veranderingen in de manier waarop en snelheid waarmee ecosysteemprocessen verlopen. Effecten zijn niet alleen merkbaar op een bepaalde plek in het stroomgebied van de beek, maar ook veel verder stroomafwaarts, als gevolg van longitudinaal transport. Een voorbeeld hiervan is het effect van temperatuur op de fotosynthese- (P) en respiratiesnelheid (R) in beken. Bij een

stijging van de temperatuur neemt de respiratie sneller toe dan de primaire productie. Dit heeft tot gevolg dat P/R ratio daalt. Dit betekent dat er minder transport van organisch materiaal plaatsvindt, omdat er meer organisch materiaal ter plekke wordt omgezet (Busch & Fisher 1981, Carpenter et al. 1992a). Wanneer populaties van detritivore macrofauna (knippers) profiteren van de temperatuurstijging en toenemen, wordt dit proces nog eens versterkt. De effecten hiervan werken door op het stroomafwaartse gedeelte van de beek, door longitudinale patronen (zie het 'River continuüm concept' (Vannote et al. 1980), Figuur 7.2.1) stroomafwaarts te veranderen, zoals het transport van grof en fijn organisch materiaal (Carpenter et al. 1992a). Grimm & Fisher (1984) lieten zien dat de hyporeïsche zone een belangrijke rol kan spelen bij de respiratie, de P/R ratio neemt af bij een naar verhouding grotere hyporeïsche zone. Piekafvoeren kunnen het volume van de hyporeïsche zone verkleinen door zand te verplaatsen, met als gevolg dat de P/R ratio hoger wordt. Een verandering in de hydrologie als gevolg van klimaatverandering kan een overgang tot gevolg hebben van een systeem dat voornamelijk organisch materiaal afbreekt (P/R <1) naar een systeem dat organisch materiaal exporteert (P/R >1).

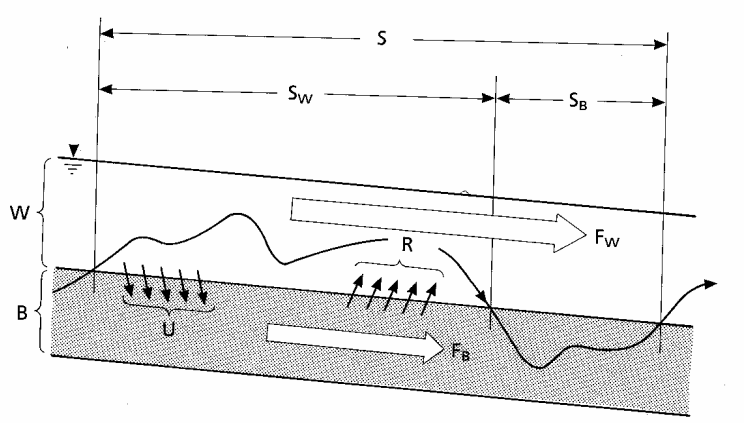
7.3 Potentiële effecten op nutriëntencycli en -spiralen

Een klimaatverandering heeft invloed op zowel de input als het transport van nutriënten en organisch materiaal (Meyer & Pulliam 1992). Wanneer een nutriëntenatoom in de beek terecht komt, wordt het na een bepaalde tijd gebruikt; het komt in een cyclus terecht van adsorptie, biologische assimilatie, -transformatie en mineralisatie. Terwijl het atoom stroomafwaarts wordt getransporteerd, wordt het telkens opnieuw gebruikt.



Figuur 7.3.1. (a) De nutriëntencyclus (opname en afbraak) beschouwd zonder stroomafwaarts transport. (b) De nutriëntencyclus vormt een spiraal doordat tijdens het voltooien van een cyclus stroomafwaarts transport plaatsvindt (Newbold 1996).

Dit wordt omschreven als een nutriëntenspiraal (Webster & Patten 1979, Newbold et al. 1981) (Figuur 7.3.1).
Het verloop van een nutriëntencyclus wordt beschreven aan de hand van de spiraallengte; de gemiddelde afstand afgelegd door een nutriëntenatoom die nodig is voor één cyclus door het ecosysteem (Newbold et al. 1981, Newbold 1996) (Figuur 7.3.2). Spiraallengte is een maat voor de efficiëntie waarmee nutriënten worden gebruikt door biota, met een hogere efficiëntie en over het algemeen een hogere biologische productie bij kortere spiraallengtes. Ook kan de mate van nutriëntenretentie van een beekecosysteem worden afgeleid; een korte spiraallengte betekent een hogere retentie (Meyer et al. 1999).



Figuur 7.3.2. Een spiraal in een vereenvoudigd beekecosysteem bestaande uit twee compartimenten: water (W) en biota (B). De spiraallengte (S) is de som van de opnamelengte (S_w) en de turnover lengte (S_b) en kan worden berekend uit de stroomafwaartse nutriëntenfluxen (F_w: stroomafwaartse flux van een opgelost nutriënt en F_b: stroomafwaartse verplaatsing biota) en de uitwisselingsfluxen (U: biotisch verbruik van nutriënten en R: afgifte van nutriënten aan het water) (Newbold 1996).

In theorie is de opnamelengte (de component van spiraallengte die de afstand aangeeft dat een nutriëntenatoom heeft afgelegd voordat deze wordt opgenomen door biota) direct gerelateerd aan de stroomafwaartse flux van nutriënten en aan stroomsnelheid, en omgekeerd gerelateerd is aan de opnamesnelheid door de biota per een bepaalde oppervlakte (Allan 1995, Newbold 1996). Dit wil zeggen dat waneer de afvoer en/of stroomsnelheid van een beek toeneemt, zonder dat tegelijkertijd de opname door biota toeneemt, de opnamelengte toeneemt en de nutriëntenretentie afneemt (Carpenter et al. 1992a, Meyer et al. 1999).
Een verstoring, bijvoorbeeld een piekafvoer, heeft tot gevolg dat de opname door biota afneemt en de opnamelengte toeneemt, als gevolg van onder andere (Allan 1995, Fisher et al. 1998, Meyer et al. 1999):

- wegspoelen van biota (algen, macrofyten), met als gevolg veranderingen in primaire productie,
- wegspoelen organisch materiaal (blad, dammen van takken en de daarin geaccumuleerde detritus). Indirect heeft dit ook weer invloed op veel inorganische stoffen, aangezien organisch materiaal aanzienlijke hoeveelheden nutriënten kan adsorberen.

De successie die volgt op een verstoring heeft tot gevolg dat de spiraallengte weer afneemt (Fisher et al. 1998).

7.3.1 Nutriëntenhuishouding tijdens piekafvoeren

Meyer et al. (1988) geven een overzicht van de reactie van verschillende stoffen tijdens piekafvoeren in 13 verschillende beken. In de meeste beken verandert de NH_4^+ concentratie niet bij een toename van de afvoer, terwijl de concentraties van opgeloste organische koolstof (DOC), organische koolstof (POC), totaal fosfor (TP) en de hoeveelheid sediment in suspensie toenemen. De hogere concentraties POC, TP en sediment in suspensie zijn het gevolg van een toename van de eroderende werking van het water en het in suspensie houden van materiaal bij een hogere stroomsnelheid. De concentraties van oplosbaar reactief fosfor (SRP), magnesium (Mg), calcium (Ca), sulfaat (SO_4) en nitraat (NO_3) laten een variabele reactie zien: toename, afname of er zijn geen verschillen gemeten. In twee beken verschilt de reactie van NO_3 per regenbui, ook natrium (Na) en kalium (K) laten dit type variatie zien. Na blijft constant of laat een afname zien. Hetzelfde geldt voor de zuurgraad van het water van de verschillende beken. De concentratie van K blijft constant of is positief gerelateerd aan de afvoer.

De effecten van een toename van deze nutriënten op de levensgemeenschap van de beek (bijvoorbeeld op algen) zijn grotendeels onbekend. Waarschijnlijk profiteren algen van een input van nutriënten tijdens een matig verhoogde afvoer als gevolg van neerslag. Is de afvoerpiek echter groter, dan worden de benthische algen verwijderd met het sediment als gevolg van erosie en zijn ze niet meer in staat te profiteren van een toename in nutriënten. Voordeel van dit soort erosie is wel dat de relatief nutriëntenarme bovenlaag van het sediment wordt verwijderd. Hetzelfde geldt voor de micro-organismen in de bovenste sedimentlaag, die kunnen profiteren van een toename van de DOC concentratie (Meyer et al. 1988).

Wanneer bij hevige regenval grote hoeveelheden terrestrisch bodemmateriaal met oppervlakkige afstroming in de beek terecht komen, heeft dit tot gevolg dat er een aanzienlijke toename optreedt van habitat geschikt voor anaërobe processen en microbiële processen geassocieerd met anaërobe/aërobe overgangen, zoals respiratie, methanogenese, denitrificatie en sulfaatreductie (Ward et al. 1992). Wanneer er een groot areaal landbouw in het stroomgebied aanwezig is, kan nutriëntenrijk water oppervlakkig afspoelen naar de beek, met als gevolg eutrofiëring van het beekwater (Verdonschot et al. 1995, Nijboer 2001). Dit heeft invloed op bijvoorbeeld de primaire productie van de beek.

De hyporeïsche zone heeft grote invloed op nutriëntenspiralen (Allan 1995, Meyer et al. 1999). Uitwisseling met deze zone heeft kortere spiraallengtes en een hogere nutriëntenretentie tot gevolg (Mulholland & DeAngelis 2000). De uitwisseling tussen de beek en de hyporeïsche zone wordt vaak bepaald door het watervolume in het oppervlaktewater. De grootte van de hyporeïsche zone en de snelheid waarmee water tussen het oppervlaktewater in het water de hyporeïsche zone wordt uitgewisseld is

hoger bij een groot watervolume, mits de eigenschappen beeksediment en de morfologie van de beekbedding en stroomgeul dit toelaten. Tijdens hoge afvoer is de stroom stoffen naar de hyporeïsche zone dus waarschijnlijk groter, tenzij door de stroming een groot gedeelte van de beekbedding erodeert (Meyer et al. 1988).

7.3.2 Nutriëntenhuishouding tijdens lage afvoeren/verdroging

Perioden met een lage afvoer kunnen verschillende effecten hebben op de beschikbaarheid van nutriënten. Ten eerste kan een hoger aandeel van diep grondwater tijdens lage afvoer een verandering in beschikbare nutriënten tot gevolg hebben (Dahm et al. 2003). Ten tweede kan de nutriëntenbeschikbaarheid tijdens en na een droge periode sterk verschillen van de normale situatie, onder andere als gevolg van:

- veranderingen in de activiteit van micro-organismen bij droogval van de bedding, met als gevolg accumulatie van voedingstoffen (stikstof, fosfor) (Dahm et al. 2003, Humpries & Baldwin 2003),
- een droge beekbedding kan als een verzamelplaats van grof organisch materiaal fungeren, als gevolg van het inwaaien van blad en ander organisch materiaal. Als gevolg hiervan is, wanneer het waterniveau weer stijgt, de concentratie en het transport van grof organisch materiaal tijdelijk hoog (Ladle & Bass 1981, Cushing 1988).

Daarnaast kunnen tijdens een periode met lage afvoer bepaalde stoffen zo geconcentreerd worden, dat deze negatieve effecten hebben op aquatische organismen in de beek. Bijvoorbeeld wanneer er bovenstrooms antropogene lozingen plaatsvinden, kan bij een afnemende afvoer de concentratie vervuilende stoffen sterk toenemen (Meyer & Pulliam 1992, Malmqvist & Rundle 2002).

Het dichtslibben van de hyporeïsche zone verstoort de stroming van beekwater en grondwater door de hyporeïsche zone. De uitwisseling van water, nutriënten, zuurstof, biota en het verloop van microbiële processen worden hierdoor verstoord (Lake et al. 2000).

8 Conclusies

Op basis van de huidige kennis is het de verwachting dat er, als gevolg van klimaatverandering, de komende 50-100 jaar aanzienlijke veranderingen kunnen optreden in de hydrologie en de watertemperatuur van Nederlandse beken, namelijk:

1. **toename van de afvoer/optreden van meer extreme piekafvoeren,**
2. **afname van de afvoer/verdroging (in de zomer),**
3. **stijging van de watertemperatuur.**

Deze veranderingen hebben directe en indirecte gevolgen voor beekecosystemen. De belangrijkste effecten zijn:

- veranderingen in de **structuur van de beekbedding**,
- veranderingen in de **beschikbaarheid en het transport van stoffen**,
- veranderingen in de **levensgemeenschap** van de beek.

Of al deze veranderingen optreden, en de mate waarin, is sterk afhankelijk van het beektype. Verschillen in geologie en topografie, maar ook de vegetatie en het landgebruik van het omliggende stroomgebied, hebben tot gevolg dat de impact van klimaatverandering van beek tot beek kan verschillen.

8.1 Toename van de afvoer/extreme afvoerpieken

Voor Nederland wordt een toename van de gemiddelde neerslag in het winterhalfjaar verwacht en een verhoging van extreme neerslaghoeveelheden gedurende het hele jaar. Dit heeft waarschijnlijk een toename van de wateraanvoer naar beken tot gevolg, voornamelijk in het winterhalfjaar en tijdens hevige buien in de zomer. Deze toename uit zich vooral in het frequenter optreden van piekafvoeren en een verhoging van de gemiddelde afvoer in de winter. Niet alle beken laten dezelfde respons zien. Dit is afhankelijk van op welke manier en hoe snel het regenwater de beek bereikt. Dit wordt gestuurd door:

- landgebruik/vegetatie van het beekdal,
- geologie en morfologie beekdal,
- grondwaterstand,
- menselijke beïnvloeding (bijv. drainage).

Samen bepalen deze factoren de weg die het regenwater aflegt voordat het de beek bereikt, de hoeveelheid water dat in de beek terecht komt en de tijd die hiervoor nodig is. Dit bepaalt uiteindelijk de verhouding tussen het aandeel grondwater en oppervlakkig afgespoeld regenwater in de afvoer van de beek en daarmee de mate van constantheid van de afvoer. Hieruit valt af te leiden dat het beekdal een belangrijke rol speelt in de omvang van de effecten van een klimaatverandering op beekecosystemen.

De effecten van een afvoerpiek op beekorganismen zijn onder te verdelen in directe effecten, die tijdens en vlak na de afvoerpiek plaatsvinden en indirecte effecten, die op een langere termijn veranderingen in de levensgemeenschap of ecosysteem-processen tot gevolg hebben (Tabel 8.1.1).

Tabel 8.1.1. Gevolgen van een toename van de frequentie en omvang van afvoerpieken, onderverdeeld in de effecten op de ecosysteemcomponenten structuur beekbedding, stoffen en organismen. Voor elke verandering is weergegeven of deze op korte termijn (K, tijdens of direct na de afvoerpiek), of op lange termijn (L, heeft nog of effect of treedt pas op wanneer de piek voorbij is) optreedt. In de rechter kolommen is met een kruisje aangegeven of de verandering effect heeft op de verschillende organismegroepen.

Gevolgen van een toename van de frequentie en omvang van afvoerpieken	**Termijn**	***Macrofauna***	***Vissen***	***Diatomeeën***	***Macrofyten***
Structuur beekbedding					
erosie van beddingmateriaal en beekoevers, stroomafwaartse **depositie** van dit materiaal	K	x	x	x	x
inspoeling van sediment bij veel oppervlakkige afstroming	K	x	x	x	x
verandering van de **vorm en ligging van de bedding**	L	x	x	x	x
wijziging **substraatverdeling bedding**	L	x	x	x	x
veranderingen in de afmetingen **hyporeïsche zone**	L	x			
Stoffen					
toename **spiraallengte nutriënten**	K + L			x	x
verandering **beschikbaarheid organisch materiaal** (bij veel inspoeling toename, bij veel beddingerosie afname)	K	x			
verandering van de **nutriëntenbeschikbaarheid**, met als gevolg veranderingen in het verloop van verschillende ecosysteemprocessen	L			x	x
Organismen					
mortaliteit door bijvoorbeeld wegspoelen naar ongeschikt habitat, verplettering of bedekking met sediment.	K	x	x	x	x
verandering van de **soortensamenstelling** of de **abundantie** van soorten	L	x	x	x	x

8.2 Verlaging van de afvoer/verdroging

Voor Nederland wordt voorspeld dat als gevolg van klimaatverandering in de zomer langere perioden zonder neerslag kunnen optreden. Voor beken met een relatief stabiel afvoerpatroon, als gevolg van een hoog aandeel grondwater in de afvoer, heeft dit waarschijnlijk weinig gevolgen. Voor beken die voornamelijk van regenwater afhankelijk zijn, wordt echter een lagere afvoer en het frequenter of langer optreden van verdroging verwacht. Dit heeft verschillende effecten op deze ecosystemen, voornamelijk op korte termijn (Tabel 8.2.1).

Tabel 8.2.1. Gevolgen van een toename van de frequentie en duur van perioden met verdroging, onderverdeeld in de effecten op de ecosysteemcomponenten structuur beekbedding, stoffen en organismen. Voor elke verandering is weergegeven of deze op korte termijn (K, tijdens of direct na verdroging), of op lange termijn (L, heeft nog of effect of treedt pas op wanneer de droge periode voorbij is) optreedt. In de laatste vier kolommen is aangegeven of de verandering effect heeft op de desbetreffende organismegroep.

Gevolgen van een toename van de frequentie en duur van perioden met verdroging	**Termijn**	***Macrofauna***	***Vissen***	***Diatomeeën***	***Macrofyten***
Structuur beekbedding					
sedimentatie fijn materiaal	K	x	x	x	x
dichtslibben **hyporeïsche zone**	K	x			
Stoffen					
verloop **nutriëntencycli**	K			x	x
concentratie van stoffen (toxiciteit)	K	x	x	x	x
toename **beschikbaarheid organisch materiaal**	K	x			
afname **zuurstofgehalte**	K	x	x		
verandering in **nutriëntenbeschikbaarheid**	L			x	x
Organismen					
mortaliteit door verdroging, zuurstofgebrek, toename biotische interacties (concentratie van veel organismen in klein watervolume)	K	x	x	x	x
verandering van de **soortensamenstelling** of de **abundantie** van soorten	L	x	x	x	x

8.3 Stijging van de watertemperatuur

Als gevolg van klimaatverandering wordt er een wereldwijde stijging van de luchttemperatuur voorspeld. Aangezien de watertemperatuur de luchttemperatuur volgt, is het de verwachting dat ook de watertemperatuur van beken gaat stijgen. De watertemperatuur stijgt direct, als gevolg van een hogere luchttemperatuur en indirect als gevolg van een toename van de temperatuur van het grondwater.
De mate waarin verschilt per beektype en is afhankelijk van onder andere de aanvoer van grondwater en beschaduwing door vegetatie. Temperatuurstijging heeft korte- en langetermijneffecten op beekecosystemen (Tabel 8.3.1).

Tabel 8.3.1. Gevolgen van een temperatuurstijging, onderverdeeld in de effecten op de ecosysteemcomponenten stoffen en organismen. Voor elke verandering is weergegeven of deze op korte termijn (K, direct effect), of op lange termijn (L, treedt pas na enige tijd op) optreedt. In de laatste vier kolommen is aangegeven of de verandering effect heeft op de desbetreffende organismegroep.

Gevolgen van een temperatuurstijging	**Termijn**	***Macrofauna***	***Vissen***	***Diatomeeën***	***Macrofyten***
Stoffen					
afname **spiraallengte nutriënten**	K			x	x
afname van de **retentie-efficiëntie nutriënten**	K			x	x
toename van de **decompositie** van organisch materiaal	K	x			
afname **zuurstofgehalte**	K	x	x		
Organismen					
toename **groeisnelheid**	K	x	x	x	x
afname **grootte/biomassa**	K	x		x	
toename **mortaliteit**	K	x	x		
vervroegde **emergentie**	K	x			
verandering in de **geslachtsratio**	K	x			
verandering in **reproductiesucces** en **–frequentie**	K	x	x		
verandering van de **soortensamenstelling** of de **abundantie** van soorten	L	x	x	x	x

8.4 Veranderingen in de levensgemeenschap van een beek

Hoe de levensgemeenschap van een beek reageert op een klimaatverandering is afhankelijk van de omvang, frequentie en timing van de voorspelde veranderingen. De samenstelling van een levensgemeenschap op een bepaald moment in de tijd is het resultaat van de invloed van verschillende sturende factoren op de soorten binnen die levensgemeenschap. Bij een klimaatverandering wordt de levensgemeenschap in het meest extreme geval beïnvloed door een temperatuurstijging, een toename van de afvoer in de winter en verdroging in de zomer. Hoe een soort reageert op deze veranderingen is afhankelijk van de tolerantiegrenzen van die soort. Belangrijk voor de ecologische respons is dan ook de mate waarin de veranderingen afwijken van de huidige variatie binnen het ecosysteem. Een bepaalde mate van dynamiek is namelijk natuurlijk; soorten zijn hieraan aangepast. Veranderingen die vallen buiten deze dynamiek kunnen worden opgevat als verstoringen van het ecosysteem, met als gevolg veranderingen in de soortensamenstelling. De samenstelling van een levensgemeenschap weerspiegelt als het ware de invloed van een combinatie van sturende factoren.

De effecten van klimaatveranderingen beken en beekdalen kunnen versterkt worden door antropogene invloed zoals landbouw in het stroomgebied, verlaging van het grondwaterpeil en beeknormalisatie. Omdat de antropogene invloed de effecten oplevert die vergelijkbaar zijn met de gevolgen van klimaatverandering kan er een

stress op stress situatie ontstaan. Deze effecten kunnen per stressfactor en per watertype verschillen (vooral in de situaties die met droogval te maken hebben).

8.5 Effecten van klimaatverandering herkennen

Klimaatverandering is niet het enige proces dat leidt tot veranderingen van de levensgemeenschap van een beek. In Nederland zijn de menselijke invloeden op beken groot, zoals landbouw in het stroomgebied, verlaging van het grondwaterpeil en beeknormalisatie. De effecten hiervan op beekecosystemen kunnen niet los worden gezien van de effecten van klimaatverandering.
Echter, veel antropogene invloeden leiden tot verstoringen in sturende factoren die vergelijkbaar zijn met die als gevolg van klimaatverandering, zoals hoge belasting van de beek met nutriënten en sediment, verdroging door grondwateronttrekking en extreme piekafvoeren door drainage en beeknormalisatie. Dit biedt mogelijkheden om de potentiële effecten van klimaatverandering te onderzoeken en te voorspellen. Veel van de mogelijke veranderingen en effecten die in dit rapport worden genoemd, zijn dan ook gebaseerd op dit soort studies. Een moeilijkheid is dat er op dit moment veel hiaten zijn in de kennis van interacties tussen beken en het stroomgebied, het verloop van en de samenhang tussen processen binnen het ecosysteem en de complexe interacties binnen het voedselweb van de beek.
Er is veel meer kennis van de samenstelling van de levensgemeenschappen van beken. Aangezien een levensgemeenschap zowel direct als indirect (via processen binnen een ecosysteem) reageert op een klimaatverandering, kunnen veranderingen in de soortensamenstelling van een beek zeer indicatief zijn.
Een mogelijkheid om de effecten van klimaatverandering vroegtijdig te kunnen herkennen is monitoring van de levensgemeenschappen in bepaalde beektypen. Elke beek bevat een levensgemeenschap (macrofauna, macrofyten, vissen, diatomeeën), met soorten die kenmerkend zijn voor bepaalde omstandigheden. Deze soorten zijn in meer of mindere mate aangepast aan deze omstandigheden. Verandering in de soortensamenstelling of abundantie van soorten is een aanwijzing dat er veranderingen optreden in de milieuomstandigheden binnen het beekecosysteem. Om de sturende ecologische factor die hiervoor verantwoordelijk is te kunnen onderscheiden, is kennis van auto-ecologie van soorten onontbeerlijk. Verschillende sturende factoren beïnvloeden namelijk tegelijkertijd de samenstelling van een levensgemeenschap. In verband met klimaatverandering is het belangrijk om te weten:

- wat zijn de tolerantiegrenzen van soorten voor afvoer, verdroging en temperatuur?
- welke kenmerken (bijvoorbeeld morfologisch, fysiologisch, gedrag) hebben soorten die bij een bepaalde temperatuur of afvoer voorkomen?

Op basis van deze informatie is het mogelijk soorten te selecteren die indicatief kunnen zijn voor veranderingen in het beekecosysteem gerelateerd aan klimaatverandering.

Literatuur

Admiraal, W., 1977. Influence of light and temperature on the growth rate of estuarine benthic diatoms in culture. Marine Biology 39(1): 1-9.

Alabaster, J.S. & R. Lloyd, 1980. Waterquality criteria for freshwater fish. Butterworths, London and Boston, 297 pp.

Allan, J.D., 1995. Stream ecology: structure and function of running waters. Kluwer Academic Publishers, 388 pp.

Arnell, N.W., 1996. Hydrology and climate change. p. 243-256. In: Petts G. & P. Calow (eds.). River flows and channel forms. Blackwell Science.

Atkinson D., 1994. Temperature and organism size: a biological law for ectotherms? Advances in ecological research 25: 1-58.

Aurich, M., 1992. The life-cycle of *Apatania fimbriata* Pictet in the Breitenbach. Hydrobiologia 239(2): 65-78.

Barko, J.W., D.G. Hardin & M.S. Matthews, 1982. Growth and morphology of submerged freshwater macrophytes to light and temperature. Canadian Journal of Botany 60(6): 877-887.

Barko, J.W. & R.M. Smart, 1986. Sediment-related mechanisms of growth limitation in submerged macrophytes. Ecology 67: 1328-1340.

Bazzaz F.A., 1990. The response of natural ecosystems to the rising global CO_2 levels. Annual review of ecology and systematics 21: 167-196.

Beliveau, D.J. & M. Hickman, 1982. Isolation and response to temperature of five diatom species. Archiv für Protistenkunde 126(3): 355-370.

Bense, V.F. & H. Kooi, 2004. Temporal and spatial variations of shallow subsurface temperature as a record of lateral variations in groundwater flow. Journal of geophysical research 109(B4).

Beltrami, H., 2002. Earth's Long-term memory. Science 297(5579): 206-207.

Bilby, R.E. & G.E. Likens, 1980. Importance of organic debris dams in the structure and function of stream ecosystems. Ecology 61(5): 1107-1113.

Bilton, D.T., J.R. Freeland, & B. Okamura, 2001. Dispersal in freshwater invertebrates. Annual reviews in ecology and systematics 32: 159-181.

Bird, G.A. & H.B.N. Hynes, 1981. Movement of immature aquatic insects in a lotic habitat. Hydrobiologia 77: 103-112.

Bohle, H.W., 1969. Untersuchungen über die Embryonalentwicklung und die embryonale Diapauze bei *Baetis vernus* Curtis und *Baetis rhodani* Pictet (Baetidae, Ephemeroptera). Zoologische Jährbucher, Anatomie und Ontogenie der Tiere 86: 493-575.

Boon, P.J. & S.W. Shires, 1976. Temperature studies on a river system in north-east England. Freshwater Biology 6: 23-32.

Böttger, K., 1981. Der Schierenseebach (Naturpark Westensee, Schleswig-Holstein) als Lebensraum von *Atrichops crassipes* (Meigen, 1820) (Athericidae, Diptera). Erstfund der Larven in Deutschland. Faunistisch-okologische Mitteilungen 5(7-8): 155-165.

Boulton, A.J., 2003. Parallels and contrast in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. Freshwater Biology 48(7): 1173-1185.

Brehm, J. & M.P.D. Meijering, 1982. Fließgewässerkunde. Einführung in die Limnologie der Quellen, Bäche und Flüsse. Biologische Arbeitsbücher 36. Quelle & Meyer, Heidelberg.

Breitenmoser-Würsten, C. & M. Sartori, 1995. Distribution, diversity, life cycle and growth of a mayfly community in a prealpine stream system (Insecta, Ephemeroptera). Hydrobiologia 308(2): 85-101.

Brittain, J.E., 1976. The temperature of two welsh lakes and its effect on the distribution of two freshwater insects. Hydrobiologia 48(1): 37-49.

Brittain, J.E., 1977. The effect of temperature on the egg incubation period of *Taeniopteryx nebulosa* (Plecoptera). Oikos 29: 302-305.

Brittain, J.E., 1978. Semivoltinism in mountain populations of *Nemuralla pictetii* (Plecoptera) Oikos 30: 1-6.

Brittain, J.E. & A. Lillehammer, 1987. Variability in the rate of egg development of the stonefly *Nemoura cinerea* (Plecoptera). Freshwater Biology 17: 565-569.

Brookes, A., 1996. River channel change. p. 221-242. In: Petts G. & P. Calow (eds.). River flows and channel forms. Blackwell Science.

Brunke M. & T. Gonser, 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. Freshwater Biology 37: 1-33.

Buchwald, R., 1988. Die Gestreifte Quelljungfer *Cordulegaster bidentatus* (Odonata) in Südwestdeutschland. Carolinea 46: 49-64.

Bunn, S.E. & A.H. Arthington, 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. Environmental management 30(4): 492-507.

Burt, T.P., 1996. The hydrology of headwater catchments. p. 6-31. In: Petts G. & P. Calow (eds.). River flows and channel forms. Blackwell Science.

Busch, D.E. & S.G. Fisher, 1981. Metabolism of a Desert Stream. Freshwater Biology 11(4): 301-307.

Caissie, D., 2006. The thermal regime of rivers: a review. Freshwater Biology 51: 1389-1406.

Carpenter S.R., S.G. Fisher, N.B. Grimm & J.F. Kitchell, 1992a. Global change and freshwater ecosystems. Annual review of ecology, evolution and systematics 23: 199-139.

Carpenter, S.R., T.M. Frost, J.F. Kitchell & T.K. Kratz, 1992b. Species dynamics and global environmental change: a perspective from ecosystem experiments. p. 267-279. In: Kareiva P.M., J.G. Kingsolver & R.B. Huey (eds.). Biotic interactions and global change. Sinauer Associates Inc. Publishers.

Cereghino, R., T. Boutet & P. Lavandier, 1997. Abundance, biomass, life history and growth in six Trichoptera species under natural and hydropeaking conditions with hypolimnetic releases in a Pyrenean stream. Archiv für Hydrobiologie 138(3): 307-328.

Ciborowski, J.J.H., P.J. Pointing & L.D. Corkum, 1977. The effect of current velocity and sediment on the drift of the mayfly Ephemerella subvaria Mcdunnough. Freshwater biology 7: 567-572.

Clark, E., B.W. Webb & M. Ladle, 1999. Microthermal gradients and ecological implications in Dorset rivers. Hydrological processes 13: 423-438.

Collardeau, C., 1961. Effect of temperature on the oxygen consumption of some Trichoptera larvae. Hydrobiologia 18(3): 252-264.

Costil, K., 1994. Influence of temperature in survival and growth of two freshwater planorbid species, *Planorbarius corneus* (L.) and *Planorbis planorbis* (L.). J. moll. stud. 60: 223-235.

Cox, E.J. & R. Wagner, 1989. Does *Agapetus fuscipes* cultivate algae in its case? Hydrobiologia 175: 117-120.

Cox, E.J., 1993. Freshwater diatom ecology: developing an experimental approach as an aid to interpreting field data. Hydrobiologia 269/270: 447-452.

Cox, T.J. & J.C. Rutherford, 2000. Thermal tolerances of two stream invertebrates exposed to diurnally varying temperature. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 34(2): 203-208.

Crombaghs, B.H.J.M., R.W. Akkermans, R.E.M.B. Gubbels & G. Hoogerwerf, 2000. Vissen in Limburgse beken. De verspreiding en ecologie van vissen in stromende wateren in Limburg. Natuurhistorisch genootschap in Limburg en Stichting Ravon. Maastricht.

Cushing, C.E., 1988. Allochtonous detritus input to a small, cold desert spring stream. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie 23: 1107-1113.

Cushman, R.M., 1985. Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectrical facilities. North American Journal of Fisheries and Management. 5(3a): 330-339.

Dahm, C.N., M.A. Baker, D.I. Moore & J.R. Thibault, 2003. Coupled biogeochemical and hydrological responses of streams and rivers to drought. Freshwater Biology, 48(7): 1219-1231.

Dahl, F., M. Dahl & F. Peus, 1965. Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. Teil 51. Krebstiere oder Crustacea V. Isopoda. Gustav Fischer Verlag, Jena.

Dam, H. van, A. Mertens & J. Sinkeldam, 1994. A coded checklist and ecologiscal indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. Neth. J. Aq. Ecol. 28: 117-133.

D'Angelo, D.J., J.R. Webster & E.F. Benfield, 1991. Mechanisms of Stream Phosphorus Retention: An Experimental Study. Journal of the North American benthological society 10(3): 225-237.

Delsman, J., J. Icke, A. Jeuken, H. van der Most, 2006. Handleiding KRW Verkenner, WL / Leven met Water, conceptversie juli 2006.

Descy, J.P., 1984. Ecologie et distribution de diatomées bethiques dans le bassin belge de la Meuse. Inst. Roy. Des Sci. Nat. De Belg. Doc. Trav. 18: 1-25.

Di Sabatino A., R. Gerecke & P. Martin, 2000. The biology and ecology of lotic water mites (Hydrachnidia). Freshwater biology 44: 47-62.

Doeg, T.J. & G.A. Milledge, 1991. Effect of experimentally increasing concentrations of suspended sediment on macroinvertebrate drift. Aust. J. Mar. Freshwater Res. 42: 519-526.

Eaton, J.G. & R.M. Scheller, 1996. Effects of climate warming on fish thermal habitat in streams of the United States. Limnology and oceanography 41(5): 1109-1115.

Elliott, J.M., 1982. A Quantitative Study of the Life Cycle of the Case-Building Caddis *Odontocerum albicorne* (Trichoptera:Odontoceridae) in a Lake District Stream. Freshwater biology 12(3): 241-255.

Elliott, J.M., 1984. Hatching time and growth of *Nemurella pictetii* (Plecoptera: Nemouridae) in the laboratory and a Lake District stream. Freshwater Biology 14(5): 491-499.

Elliot, J.M., 1987. Temperature-induced changes in the life cycle of *Leuctra nigra* (Plecoptera: Leuctridae) from a Lake District stream. Freshwater Biology 18: 177-184.

Elliott, J.M., 1987. Egg hatching and resource partitioning in stoneflies: The six British *Leuctra* spp. (Plecoptera: Leuctridae). Journal of Animal Ecology 56: 415-426.

Elliott, J.M., 1988. Interspecific and intraspecific variations in egg hatching for British populations of *Taeniopteryx nebulosa* and *Brachyptera risi* (Plecoptera: Taeniopterygidae). Holartic Ecology 11(1): 55-59.

Elliott, J.M., 1988. Egg hatching and resource partitioning in stoneflies (Plecoptera): Ten British species in the family Nemouridae. Journal of Animal Ecology 57(1): 201-215.

Elliott, J.M., 1996. Temperature-related fluctuations in the timing of emergence and pupation of Windermere alder-flies over 30 years. Ecological Entomology 21(3): 241-247.

Elwood, J.W., J.D. Newbold, R.V. O'Neill & W. van Winkle, l983. Resource spiralling: An operational paradigm for analyzing lotic ecosystems. p. 3-27. In: Fontaine, T.D. & S.M. Bartell (eds.). Dynamics of lotic ecosystems. Ann Arbor Science.

Enders, G. & R. Wagner, 1996. Mortality of *Apatania fimbriata* (Insecta: Trichoptera) during embryonic, larval and adult life stages. Freshwater Biology 36(1): 93-104.

Fahy, E., 1973. Observations on the growth of Ephemeroptera in fluctuating and constant temperature conditions. Proceedings of the Royal Irish Academy, B 73:133-49.

Fisher, S.G., N.B. Grimm, E. Martí, R.M. Holmes & J.B. Jones, 1998. Material spiraling in stream corridors: a telescoping ecosystem model. Ecosystems 1: 19-34.

Fisher, S.G., R.A. Sponseller & J.B. Heffernan, 2004. Horizons in stream biochemistry: flowpaths to progress. Ecology 85(9): 2369-2379.

Frederick, K. & P. Gleick, 2003. Effects on freshwater systems. p. 77-97. In: Hardy, J.T. (ed.). Climate change: causes, effects, and solutions. John Wiley & Sons Ltd.

Frömming, E., 1956. Biologie der mitteleuropäischen Süsswasserschnecken. Duncker & Humblot, Berlin.

Frutiger, A., 2004. Ecological impacts of hydroelectric power production on the River Ticino. Part 2: Effects on the larval development of the dominant benthic macroinvertebrate (*Allogamus auricollis*, Trichoptera). Archiv für Hydrobiologie 159(1): 57-75.

Gallepp, G.W., 1977. Responses of caddisfly larvae (*Brachycentrus* spp.) to temperature, food availability and current velocity. American Midland Naturalist 98: 59-84.

Gitterberger, E., A.W. Janssen, W.J. Kuijper, J.G.J. Kuiper, T. Meijer, G. van der Velde & J.N. de Vries, 1998. De Nederlandse Zoetwatermollusken. Recente en fossiele weekdieren uit zoet en brak water. Nederlandse Fauna 2. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis

Grimm, N.B. & S.G. Fisher, 1984. Exchange between interstitial and surface water: implications for stream metabolism and nutrient cycling. Hydrobiologia 111: 219-228.

Grimm, N.B., 1993. Implications of climate change for stream communities. p. 293-314. In: Kareiva, P.M., J.G. Kingsolver & R.B. Huey (eds.). Biotic interactions and global change. Sinauer Associates Inc. Publishers.

Haasnoot, M., J.A.P.H. Vermulst & H. Middelkoop, 1999. Impacts of climate change and land subsidence on the water systems in the Netherlands; terrestrial areas. RIZA rapport 99.049. RIZA, Lelystad.

Harvey, B.C., 1987. Susceptibility of young-of-the-year fishes to downstream displacement by flooding. Transactions of the American fisheries society 116: 851-855.

Hawkins, C.P., J.N. Hogue, L.M. Decker & J.W. Feminella, 1997. Channel morphology, water temperature, and assemblage structure of stream insects. Journal of the North American benthological society 16(4): 728-749.

Hefti, D. & I. Tomka, 1990. Abundance, growth and production of three mayfly species (Ephemeroptera, Insecta) from the Swiss Prealps. Archiv für Hydrobiologie 120(2): 211-228.

Heino, J., 2002. Concordance of species richness patterns among multiple freshwatertaxa: a regional perspective. Biodiversity and conservation 11: 137-147.

Heitkamp, U. & B. Zemella, 1988. Unterzuchungen zur Phänologie und Autökologie von *Anisus leucostomus* (Millet 1813) (Gastropoda: Planorbidae). Archiv für Hydrobiologie Supplement 79: 227-266.

Hoffmann, J. & D. Neumann, 1990. Der Lebenszyklus einer niederrheinischen Population von *Valvata piscinalis* (Gastropoda, Prosobranchia). Decheniana 143: 414-420.

Hogg, I.D., D.D. Williams, J.M. Eadie & S.A. Butt, 1995. The consequences of global warming for stream invertebrates: a field simulation. Journal of thermal biology 20(1-2): 199-206.

Hogg, I.D. & D.D. Williams, 1996. Response of stream invertebrates to a global-warming thermal regime: an ecosystem-level manipulation. Ecology 77(2): 395-407.

Holdich, D.M. & M. R. Tolba, 1981. The effect of temperature and water quality on the in vitro development and survival of *Asellus aquaticus* (Crustacea: Isopoda) eggs. Hydrobiologia 78: 227-236.

Humpesch, U.H., 1979. Life cycles and growth rates of *Baetis* spp. (Ephemeroptera: Baetidae) in the laboratory and in two stony streams in Austria. Freshwater Biology 9(5): 467-479.

Humpesch, U.H., 1980. Effect of temperature on the hatching time of parthenogenetic eggs of five *Ecdyonurus* spp. and two *Rhithrogena* spp. (Ephemeroptera) from Austrian streams and English rivers and lakes. Journal of Animal Ecology 49(3): 927-937.

Humpesch, U.H. & J.M. Elliott, 1980. Effect of temperature on the hatching time of eggs of three *Rhithrogena* spp. (Ephemeroptera) from Austrian streams and an English stream and river. Journal of Animal Ecology 49: 643-661.

Humphries, P. & D.S. Baldwin, 2003. Drought and aquatic ecosystems: an introduction. Freshwater Biology 48(7): 1141-1146.

Hurk, B. van den, A.K. Tank, G. Lenderink, A. van Ulden, G.J. van Oldenborgh, C. Katsman, H. van den Brink, F. Keller, J. Bessembinder, G. Burgers, G. Komen, W. Hazeleger & S. Drijfhout, 2006. KNMI climate change scenarios 2006 for the Netherlands. KNMI scientific report WR 2006-01. KNMI, De Bilt.

Hynes H.B.N., 1970. The ecology of running waters. Liverpool University Press.

Illies, J., 1978. Limnofauna europaea. Eine Zusammenstellung aller die europäischen Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tierarten mit Angaben über ihre Verbreitung und Ökologie. Gustav Fischer, Stuttgart.

Kamler, E. & W. Mandecki, 1978. Ecological bioenergetics of *Physa acuta* (Gastropoda) in heated waters. Pol. arch. hydrobiol. 25: 833-868.

Kerkum, L.C.M., A. bij de Vaate, D. Bijlstra, S.P. de Jong & H.A. Jenner, 2004. Effecten van loelwater op het zoete aquatische milieu. RIZA rapport 033.

Kiss, K.T., É. Ács & A. Kovács, 1994. Ecological observations on *Skeletonema potamos* (Weber) Hasle in the River Danube, near Budapest (1991–92, daily investigations). Hydrobiologia 289(1-3): 163-170.

Kivivuori, L., 1980. Effects of temperature and temperature acclimation on the motor and neural functions in the crayfish, *Astacus astacus* L. Comp. biochem. physiol. 65 A: 297-304.

Klostermann, J.E.M., & M. Pleijte, 2005. Roeien met de riemen die je hebt; patronen in het beleid van het Ministerie van Verkeer en Waterstaat; achtergrondrapport voor de beleidsmonitor water - chemische waterkwaliteit. Alterra-rapport (Int. rep. 966). Alterra. (WUR)

Können, G.P., W. Fransen & R. Mureau, 1997. Meteorologie ten behoeve van de 'Vierde Nota Waterhuishouding'. KNMI, De Bilt.

Krüner, U., 1986. Die Späte Adonislibelle (*Ceriagrion tenellum* (De Villiers)) im südwestlichen niederrheinischen Tiefland (Nordrhein-Westfalen). Libellula 5(3/4): 85-94.

KRW, 2000. Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad an 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid, Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen L 327, 22-12-2000 (NL).

Ladle, M. & J.A.B. Bass, 1981. The ecology of a small chalk stream and its responses to drying during drought conditions. Archiv für Hydrobiologie 90: 448-466.

Lake, P.S., M.A. Palmer, P. Biro, J. Cole, A.P. Covich, C. Dahm, J. Gibert, W. Goedkoop, K. Martens & J. Verhoeven, 2000. Global change and the biodiversity of freshwater ecosystems: impacts on linkages between above-sediment and sediment biota. BioScience 50(12): 1099-1107.

Langford, T.E., 1971. The distribution, abundance and life-histories of stoneflies (Plecoptera) and mayflies (Ephemeroptera) in a British River, warmed by cooling-water from a power station. Hydrobiologia 38(2): 339-377.

Levine, J.S., 1992. Global climate change. p. 1-47. In: Firth P.G. & S.G. Fischer (eds.). Globale climate change and freshwater ecosystems. Springer-Verlag.

Ligtvoet, W., G. Beugelink, R. van den Berg, L. Braat, P. Cleij, F. van Gaalen, H. van Grinsven, J. Janse, F. Kragt, W. Lammers, M. Kuijpers-Linde, L. van Liere, M. van Veen, J. Willems, M. Witmer, R. Wortelboer, H. van Zeijts, 2006. Welke ruimte biedt de Kaderrichtlijn Water? Een quick scan. Milieu en Natuur Planbureau, Bilthoven.

Lillehammer, A., 1985. Temperature influence on egg incubation period and nymphal growth on the stoneflies *Leuctra digitata* and *L. fusca* (Plecoptera: Leuctridae). Entomologia Generalis 11(1-2): 59-67.

Löhlein, B., 1999. Assessment of secondary production of Naididae (Oligochaeta): an example from a north German lake. Hydrobiologia 406: 191-198.

Maas, F.M., 1959. Bronnen, bronbeken en bronbossen van Nederland, in het bijzonder die van de Veluwezoom. Een plantensociologische en oecologische studie. H. Veenman & Zonen, Wageningen.

Madsen, J.D., P.A. Chambers, W.F. James, E.W. Koch & D.F. Westlake, 2001. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. Hydrobiologia 444: 71-84.

Majecki, J., J. Schot, P.F.M. Verdonschot, & L.W.G. Higler, 1997. Influence of sand cover on mortality of Agapetus fuscipes larvae (Trichoptera: Glossosomatidae). p. 283-288. Proceedings of the 8th international symposium on Trichoptera.

Magnuson, J.J., K.E. Webster, R.A. Assel, C.J. Bowser, P.J. Dillon, J.G. Eaton, H.E. Evans, E.J. Fee, R.I. Hall, L.R. Mortsch, D.W. Schindler & F.H. Quinn, 1997. Potential effects of climate changes on aquatic systems: Laurentian Great Lakes and Precambrian Shield Region. Hydrological Processes 11: 825-871.

Malmqvist, B. & S. Rundle, 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. Environmental conservation 29(2): 134-153.

Marten, M., 1990. Interspecific variation in temperature dependence of egg development of five congeneric stonefly species (Protonemura Kempny, 1898, Nemouridae, Plecoptera). Hydrobiologia 199(2): 157-171.

Meyer, J.L., W.H. McDowell, T.L. Bott, J.W. Elwood, C. Ishizaki, J.M. Melack, B.L. Peckarsky, B.J. Peterson & P.A. Rublee, 1988. Elemental dynamics in streams. Journal of the North American benthological society 7(4): 410-432.

Meyer, J.L. & W.M. Pulliam, 1992. Modification of terrestrial-aquatic interactions by a changing climate. p. 177-191. In: Firth, P. & S.G. Fisher (eds.). Global climate change and freshwater ecosystems. Springer-Verlag.

Meyer, J.L., M.J. Sale, P.J. Mulholland & N.L. Poff, 1999. Impacts of climate changes on aquatic ecosystem functioning and health. Journal of the American water resources association 35(6): 1373-1386.

Ministerie Verkeer en Waterstaat, 2005. Verkennen van maatregelen in kort bestek. Bestuurlijk verkennen van maatregelen om doelen van de Kaderrichtlijn Water te halen, www.kaderrichtlijnwater.nl.

Minshall, G.W., 1988. Stream ecosystem theory: A global perspective. Journal of the North American benthological society 7(4): 263-288.

Mohseni, O. & H.G. Stefan, 1999. Stream temperature/air temperature relationship: a physical interpretation. Journal of hydrology 218: 128-141.

Montgomery, D.R. & J.M. Buffington, 1998. Channel processes, classification, and response. p. 13-42. In: Naiman, R. & R. Bilby (eds.). River ecology and management. Springer-Verlag.

Mulholland, P.J., J.D. Newbold, J.W. Elwood, L.A. Ferren & J.R. Webster, 1985. Phosphorus Spiralling in a Woodland Stream: Seasonal Variations. Ecology 66(3): 1012-1023.

Mulholland, P.J. & D.L. DeAngelis, 2000. Surface-subsurface exchange on nutrient dynamics and nutrient spiraling. p. 149-166. In: Jones J.B. & P.J. Mulholland (eds.) Streams and Ground Waters. Academic Press.

Murray, A.M. & P.S. Giller, 1991. Life history and overwintering tactics of *Velia caprai* Tam. (Hemiptera: Veliidae) in southern Ireland. Aquatic Insects 13(4): 229-243.

Naiman, R.J., H. Decamps & M. Pollock, 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. Ecological applications 3(2): 209-212.

Naiman, R.J. & M.G. Turner, 2000. A future perspective on North America's freshwater ecosystems. Ecological applications 10(4): 958-970.

NBW, 2004. Europese Kaderrichtlijn Water: van beelden naar betekenis. Brochure van het uitvoeringsorgaan van het Nationaal Bestuursakkoord Water, www.kaderrichtlijnwater.nl.

Neumann, A., 1981. Die Invertebratenfauna von Bächen und Quellen des Raumes Eitorf (Sieg). Decheniana 134: 244-259.

Newbold, J.D., J.W. Elwood, R.V. O'Neill & W. van Winkle, 1981. Measuring Nutrient Spiralling in Streams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 38(7): 860-863.

Newbold, J.D., 1996. Cycles and spirals of nutrients. p. 130-159. In: Petts G. & P. Calow (eds.). River flows and channel forms. Blackwell Science.

Nijboer, R., 2001. Nutriënten in stromende wateren; effecten van verrijking op de fysische, chemische en ecologische processen. Alterra rapport 332. Alterra, research instituut voor de groene ruimte, Wageningen.

Økland, K.A., 2004. Life history and growth of *Asellus aquaticus* (L.) in relation to environment in a eutrophic lake in Norway. Hydrobiologia 59(3): 243-259.

Økland, J. & K.A. Økland, 2005. Freshwater bryozoans (Bryozoa) of Norway V: review and comparative discussion of the distribution and ecology of the 10 species recorded. Hydrobiologia 534(1-3): 31-55.

Olsson, T.I., 1984. Winter sites and cold-hardiness of two gastropod species in a boreal river. Polar Biology 3(4): 227-230.

Oreskes, N., 2004. The scientific consensus on climate change. Science 306(5702): 1686.

Palmer, M.A., A.P. Covich, S. Lake, P. Biro, J.J. Brooks, J.Cole, C. Dahm, J. Gibert, W. Goedkoop, K. Martens, J. Verhoeven & W.J. van de Bund, 2000. Linkages between aquatic sediment biota and life above sediments as potential drivers of biodiversity and ecological processes. BioScience 50(12): 1062-1075.

Patrick, R., 1971. The effects of increasing light and temperature on the structure of diatom communities. Limnology and Oceanography 16(2): 405-421.

Pattee, E., 1980. Coefficients thermiques et ecologie de quelques planaires d'eau douce. 7. Leur zonation naturelle. Annales de Limnologie 16(1): 21-41.

Petts, G.E., 1984. Impounded rivers: perspectives for ecological management. John Wiley & Sons.

Pfuhl, D., 1994. Autökologische Untersuchungen an *Cordulegaster boltoni* (Donovan, 1807) (Insecta: Odonata). Diplomarbeit, II. Zoologisches Institut, Universität Göttingen.

Philipson, G.N. & B.H.S. Moorhouse, 1976. Respiratory behaviour of larvae of four species of the family Polycentropodidae (Trichoptera). Freshwater Biology 6(4): 347-353.

Poff, N.L. & J.V. Ward, 1989. Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences 46: 1805-1818.

Poff, N.L. & J.V. Ward, 1990. The physical habitat template of lotic systems: recovery in the context of historical pattern of spatio-temporal heterogeneity. Environmental Management 14: 629-646.

Poff, N.L., 1992. Regional hydrologic response to climate change: an ecological perspective. p. 88-115. In: Firth, P., Fisher, S.G. (eds.). Global climate change and freshwater ecosystems. Springer-Verlag.

Poff, N.L., J.D. Allan, M.B. Bain, J.R. Karr, K.L. Prestegaard, B.D. Richter, R.E. Sparks & J.C. Stromberg, 1997. The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. BioScience 47(11): 769-784.

Poff, N.L., 2002. Ecological response to and management of increased flooding caused by climate change. Philosophical transactions of the Royal Society A 360: 1497-1510.

Pringle, C.M., R.J. Naiman, G. Bretschko, J.R. Karr, M.W. Oswood, J.R. Webster, R.L. Welcomme & M.J. Winterbourn, 1988. Patch dynamics in lotic ecosystems: the stream as a mosaic. Journal of the North American benthological society 7(4): 503-524.

Quinn, J.M., G.L. Steele, C.W. Hickey & M.L. Vickers, 1994. Upper thermal tolerances of twelve New Zealand stream invertebrate species. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 28: 391-397.

Reice, S.R., 1985. Experimental disturbance and the maintenance of species diversity in a stream community. Oecologia 67: 90-97.

Reice, S.R., R.C. Wissmar & R.J. Naiman, 1990. Disturbance regimes, resilience, and recovery of animal communities and habitats in lotic ecosystems. Environmental management 14(5): 647-659.

Rempel, R.S. & J.C.H. Carter, 1987. Temperature influences on adult size, development and reproduktive potential of aquatic Diptera. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 44: 1743-1752.

Resh, V.H., A.V. Brown, A.P. Covich, M.E. Gurtz, H.W. Li, G.W. Minshall, S.R. Reice, A.L. Sheldon, J.B. Wallace & R.C. Wissmar, 1988. The role of disturbance in stream ecology. Journal of the North American benthological society 7(4): 433-455.

Saltveit, S.J. & A. Lillehammer, 1984. Studies on egg development in the Fennoscandian *Isoperla* species (Plecoptera). Symposium International sur les Plecopteres, Toulouse (France), 17 Aug 1983. Annales de limnologie 20(1-2).

Sawyer, R.T., 1986. Leech Biology and Behaviour. Volume II: Feeding Biology, Ecology and Systematics. Clarendon Press, Oxford.

Scarsbrook, M.R. & C.R. Townsend, 1993. Stream community structure in relation to spatial and temporal variation: a habitat templet study of two contrasting New Zealand streams. Freshwater biology 29: 395-410.

Sefton, A.D. & T.B. Reynoldson, 1972. The effect of temperature and water chemistry on the life-cycle of *Planaria torva* (Muller) (Turbellaria: Tricladida). Journal of Animal Ecology 41(2): 487-494.

Shafik, H.M., S. Herodek, L. Voros, M. Presing & K.T. Kiss, 1997. Growth of *Cyclotella meneghiniana* Kutz: I. Effects of temperature, light and low rate of nutrient supply. Annales de Limnologie 33(3): 139-147.

Smock, L.A., G.M. Metzler & J.E. Gladden, 1989. Role of debris dams in the structure and functioning of low-gradient headwater streams. Ecology 70(3): 764-775.

Stazner, B., J.A. Gore & V.H. Resh, 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. Journal of the North American benthological society 7(4): 307-360.

Sternberg, K., 1990. Autökologie von sechs Libellenarten der Moore und Hochmoore des Schwartzwaldes und Ursachen ihrer Moorbindung. Dissertation, Fakultät für Biologie, Universität Freiburg.

Sternberg, K. & R. Buchwald, 1999. Die Libellen Baden-Württembergs. Band 1 & 2. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

STOWA, 2004. Referenties en concept-maatlatten voor rivieren voor de Kaderrichtlijn Water. STOWA Rapport 43. 365 pp.

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

Strange, C.D., 1985. The effect of temperature on the egg development of *Protonemura meyeri* Pictet (Plecoptera, Nemouridae). Proc. R. Ir. Acad. 85B(8): 101-106.

Sweeney, B.W. & J.A. Schnack, 1977. Egg development, growth, and metabolism of *Sigara alternata* (Say) (Hemiptera: Corixidae) in fluctuating thermal environments. Ecology 58(2): 265–277.

Sweeney, B.W., J.K. Jackson, J.D. Newbold & D.H. Funk, 1992. Climate change and the life histeries and biogeography of aquatic insects in Eastern North America. p. 143-176. In: Firth P. & S.G. Fisher (eds.). Global climate change and freshwater ecosystems. Springer-Verlag.

Tokeshi, M., 1985. Life-cycle and production of the burrowing mayfly, *Ephemera danica*: A new method for estimating degree-days required for growth. Journal of Animal Ecology 54(3): 919-930.

Townsend, C.R. & A.G. Hildrew, 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. Freshwater biology 31(3): 265-275.

Vannote, R.L. & B.W. Sweeney, 1980. Geograpic analysis of thermal equilibria: a conceptual model for evaluating the effect of natural and modified thermal regime on aquatic insects. American Naturalist 115: 667-695.

Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing, 1980. The river continuum concept. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences 37: 130-137.

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

Verdonschot, P.F.M., O. Driessen, W. van der Hoek, J. de Klein, A. Paarlberg, G. Schmidt, J. Schot & D. de Vries, 1995. Beken stromen. Leidraad voor ecologisch beekherstel. STOWA: werkgroep ecologisch waterbeheer: subgroep beekherstel. 05-03 WEW-06.

Verdonschot, P.F.M. & T.H. van der Hoek, 2001. Temperature effects on aquatic and terrestial ecology. p. 157-166. In: Walsum P.E.V. van, P.F.M. Verdonschot & J. Runhaar (eds.). Effects of climate and land-use change on lowland stream ecosystems. Dutch national research programme on global air pollution and climate change. Report no. 410200067(2001). Alterra, Wageningen.

Verdonschot, P.F.M., R.C. Nijboer, L.W.G. Higler & T.H. van den Hoek, 2003. Selectie van indicatoren voor oppervlaktewateren; invulling van indicatieve macrofauna, macrofyten en vissen voor de Kaderrichtlijn Water typen. Alterra-rapport 865. Alterra, Research instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Verdonschot, R.C.M., H.J. de Lange & P.F.M. Verdonschot, 2005. Klimaatverandering en aquatische biodiversiteit: literatuurstudie naar temperatuur. Tussenrapport, 119 pp.

Verweij, W. & D. Viner, 2001. Description of the default climate scenario for impact projects in NRP-II. Dutch National Research Programme on Global Air Pollution and Climate Change. Report no. 410 200 058. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.

Viner, D. & M. Hulme, 1998. The climate impacts LINK project: applying results from the Hadley Centre's climate change experiments for climate change impacts assessments. CRU, UEA, Norwich, United Kingdom.

Vlasbrom, A.G., 1971. Further investigations into the lifecycle and soil dependence of the water snail *Aplexa hypnorum*. Basteria 35: 95-108.

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

Ward, A.K., G.M. Ward, J. Harlin & R. Donahoe, 1992. Geological mediation of stream flow and sediment and solute loading to stream ecosystems due to climate change. p. 116-142. In: Firth P. & S.G. Fisher (eds.). Global climate change and freshwater ecosystems. Springer-Verlag.

Ward, J.V., 1985. Thermal characteristics of running waters. Hydrobiologia 125: 31-46.

Webb, B.W., P.D. Clack & D.E. Walling, 2003. Water-air temperature relationships in a Davon River system and the role of flow. Hydrological processes 17(15): 3069-3084.

Webster, J.R. & B.C. Patten, 1979. Effects of watershed pertubation on stream potassium and caclium dynamics. Ecological monographs 49(1): 51-72.

Welton, J.S., M. Ladle & J.A.B. Bass, 1982. Growth and production of five species of Ephemeroptera larvae from an experimental recirculating stream. Freshwater biology 12(2): 103-122.

Whitney, R.J., 1939. The thermal resistance of mayfly nymphs from ponds andstreams. Journal of experimental biology 16: 374-385.

Williams, D.D., 1987. The ecology of temporary waters. Timber Press.

Wijnhoven, S., M.C. van Riel & G. van der Velde, 2003. Exotic and indigenous freshwater gammarid species: physiological tolerance to water temperature in relation to ionic content of the water. Aquatic Ecology 37(2): 151-158.

Zahner, R., 1959. Über die Bindung der mitteleuropäischen *Calopteryx*-Arten (Odonata: Zygoptera) an den Lebensraum des strömenden Wassers. I. Der Anteil der Larven an der Biotopbindung. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 44: 51-130.

Ziekenheiner, J., B. van der Wal, A. Koot, R. Vink, 2006. Maatregelen voor water-kwantiteit dienen ook de waterkwaliteit. Synergie tussen WB21 en Kaderrichtlijn Water, H2O nr 10-2006 p 26-27.

Bijlage 1. Ecologische preferenties en toleranties van de fytobenthos taxa uit de KRW maatlat voor beken

Legenda
R1-18 = beektypen, (P = positieve indicator, N = negatieve indicator)

minTgroei = minimale temperatuur waarbij groei kan optreden in het laboratorium
optTgroei = temperatuur waarbij de snelste groei optreedt in het laboratorium
maxTgroei = maximale temperatuur waarbij groei kan optreden in het laboratorium

taxonnaam	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	minTgroei	optTgroei	maxTgroei	referenties
Achnanthes delicatula	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N					
Achnanthes helvetica	P	P	P	P	P												
Achnanthes hungarica	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N					
Achnanthes lanceolata ssp. frequentissima	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N				
Achnanthes oblongella	P	P	P	P	P			P	P								
Achnanthes scotica			P	P	P			P	P								
Achnanthes ventralis	P	P	P	P	P												
Bacillaria paradoxa	N	N	N	N	N			N	N								
Caloneis bacillum	P	P	P	P	P	P	P			P	P	P	P				
Cyclostephanos dubius	N	N	N	N	N			N	N								
Cyclotella meneghiniana	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N		25		Shafik et al. 1997
Cymbella falaisensis	P	P															
Cymbella gracilis	P	P	P	P	P			P	P								
Cymbella microcephala	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P				
Diatoma mesodon	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P				
Diatoma vulgaris	N	N	N	N	N			N	N								
Epithemia adnata	N	N	N	N	N			N	N								

taxonnaam	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	minTgroei	optTgroei	maxTgroei	referenties
Eunotia exigua						N	N			N	N	N	N		10-12,5		Descy 1984
Eunotia implicata			P	P	P			P	P								
Eunotia paludosa						N	N			N	N	N	N				
Eunotia rhomboidea			P	P	P			P	P								
Eunotia subarcuatoides						N	N			N	N	N	N				
Eunotia tenella	P	P	P	P	P			P	P								
Fragilaria arcus	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P				
Fragilaria leptostauron						P	P			P	P	P	P				
Fragilaria ulna	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N				
Frustulia rhomboides var. saxonica						N	N			N	N	N	N				
Gomphonema olivaceum	N	N	N	N	N			N	N								
Gomphonema parvulum	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N				
Gomphonema parvulum f. saprophilum	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N				
Gomphonema pseudoaugur	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N				
Gyrosigma acuminatum	N	N	N	N	N			N	N								
Meridion circulare	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P		4-10	15	Cox 1993
Navicula accomoda	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N				
Navicula angusta	P	P	P	P	P			P	P								
Navicula atomus	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N				
Navicula atomus var. excelsa	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N				
Navicula atomus var. permitis	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N				
Navicula festiva						N	N			N	N	N	N				
Navicula goeppertiana	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N				
Navicula joubaudii	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N				
Navicula minima	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N		20		Beliveau & Hickman 1982
Navicula molestiformis	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N				
Navicula saprophila	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N				
Navicula seminulum	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N		30		Beliveau & Hickman 1982

taxonnaam	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	minTgroei	optTgroei	maxTgroei	referenties
Navicula subminuscula	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N				
Navicula veneta	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N				
Neidium bisulcatum	P	P	P	P	P			P	P								
Neidium carteri	P	P															
Nitzschia angustiforaminata	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N				
Nitzschia capitellata	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N				
Nitzschia palea	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N				
Nitzschia paleaeformis						N	N			N	N	N	N				
Nitzschia supralitorea	N	N	N	N	N			N	N								
Nitzschia tubicola	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N				
Nitzschia umbonata	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N				
Pinnularia appendiculata	P	P															
Pinnularia interrupta	P	P	P	P	P			P	P								
Pinnularia subcapitata						N	N			N	N	N	N				
Skeletonema potamos	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	15			Kiss et al. 1994
Stauroneis producta	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N				
Tabellaria flocculosa	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P				
Tabellaria quadriseptata						N	N			N	N	N	N				

Bijlage 2. Ecologische preferenties en toleranties van de macrofauna taxa uit de KRW maatlat voor beken

Legenda tabel
R1-18 = KRW beektypen, (P = positieve indicator, K = kenmerkend, N = negatieve indicator)
De taxonnamen en codes zijn zoals gebruikt bij Alterra / team Zoetwaterecosystemen (update van 2006)

lethminT = beneden deze temperatuur kan de soort niet langdurig overleven
rangeminT = minimale temperatuur waarbij groei, reproductie en ontwikkeling kan optreden
rangemaxT = maximale temperatuur waarbij groei, reproductie en ontwikkeling kan optreden
lethmaxT = boven deze temperatuur kan de soort niet langdurig overleven
referentie T = literatuuropgave behorende bij de temperatuurgegevens
levensstadiumT = levenstadium behorende bij temperatuuropgave: ei (E), larve (L), adult (A)
hydrologische verstoring = indicatorwaarde voor hydrologische verstoring van de beek: 1= neemt af, 2= neemt sterk af, 3 = verdwijnt, -1 = neemt toe, -2 = neemt sterk toe, -3 = neemt explosief toe (naar Verdonschot et al. 2003)
droogval = effect van droogval: 1= neemt af, 2= neemt sterk af, 3 = verdwijnt, -1 = neemt toe, -2 = neemt sterk toe, -3 = neemt explosief toe (naar Verdonschot et al. 2003)
morfologische verstoring = indicatorwaarde voor morfologische verstoring van de beek: 1= neemt af, 2= neemt sterk af, 3 = verdwijnt, -1 = neemt toe, -2 = neemt sterk toe, -3 = neemt explosief toe (naar Verdonschot et al. 2003)

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Acricotopus lucens	ACRILUCE		N	N																			
Adicella filicornis	ADICFILI		K																		3		
Adicella reducta	ADICREDU		K	K	K	K			K		K												3
Aeshna juncea	AESHJUNC				K				K							15	24		Sternberg 1990	L			
Agabus biguttatus	AGABBIGU				K		K				K		K								3		3
Agabus bipustulatus	AGABBIPU			K					K														
Agabus chalconatus	AGABCHAL			K					K												3		
Agabus didymus	AGABDIDY					K		K	K	K	K	K											
Agabus guttatus	AGABGUTT	K	K	K	K		K		K		K		K								3		2
Agabus melanarius	AGABMENA		K																		3		
Agabus nebulosus	AGABNEBU			K					K														
Agabus paludosus	AGABPALU										K	K	K										1
Agabus striolatus	AGABSTRI				K		K																
Agabus uliginosus	AGABULIG			K																	3		
Agapetus fuscipes	AGAPFUSC		K		K		K				K		K								3		3
Agapetus ochripes	AGAPOCHR													K							3		3
Albia stationis	ALBISTAT					K								K									
Alboglossiphonia heteroclita	ALBOHETE		N		N																		
Allogamus auricollis	ALMUAURI		K								K	K	K	K		0	18		Frutiger 2004	L	3		
Amphinemura standfussi	AMNESTAN				K	K	K	K		K	K	K	K	K		2.4	12.1		Elliott 1988	E	3		2
Amphinemura sulcicollis	AMNESULC				K	K	K	K		K	K	K	K	K		4	22		Elliott 1988	E	3		2

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Anabolia nervosa	ANABNERV		N	K	K	K		K		K		K									-3		-3
Anacaena globulus	ANACGLOB					K																	
Ancylus fluviatilis	ANCYFLUV					K		K					P	K		7			Gittenberger et al. 1998				
Anisus leucostoma	ANSULEUC			K												6	30		Heitkamp & Zemella 1988				
Anisus leucostoma/spirorbis	ANSULESP		N		N																		
Anisus vortex	ANSUVOTE		N		N	N					N												
Annitella obscurata	ANNIOBSC		K								K	K	K	K							3		3
Anodonta anatina	ANODANAT					K																	
Antocha vitripennis	ANTOVITR											K		K							1		
Apatania fimbriata	APATFIMB		K		K		K				K		K				18-20		Aurich 1992, Enders & Wagner 1996	E	3		3
Aphelocheirus aestivalis	APHEAEST					K		K		K		K		K							2		3
Aplexa hypnorum	APLEHYPN			K												7			Vlasblom 1971				
Apsectrotanypus trifascipennis	APSETRIF		N		N			K		K	N		N								-2		-2
Aquarius najas	AQUANAJA			K	K	K		K		K		K		K							1		3
Arrenurus crassicaudatus	ARRECRAS		N																				
Arrenurus cylindratus	ARRECYLI			K	K	K	K	K			K										2		2
Arrenurus fontinalis	ARREFONT		K																				
Arrenurus globator	ARREGLOB					N																	
Arrenurus octagonus	ARREOCTA					K																	

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Arrenurus zachariae	ARREZACH					K						K											
Asellus aquaticus	ASELAQUA	N	N		N	N		N	N	N	N	N	N	N		3-5	25-30	34	Dahl 1965, Holdich & Tolba 1981, Økland 2004				
Astacus astacus	ASTAASTA					K		K							0.5			30	Kivivuori 1980				3
Atherix ibis	ATHEIBIS					K		K		K		K	K	K									
Athripsodes albifrons	ATHRALBI					K		K		K		K		K							3		3
Athripsodes aterrimus	ATHRATER		N					K															
Athripsodes cinereus	ATHRCINE		N			K		K		K		K											1
Atractides distans	ATRADIST					K						K											
Atractides nodipalpis nodipalpis	ATRANONO										K		K										
Atractides nodipalpis	ATRANODI							K				K											
Atractides subasper	ATRASUBA					K																	
Atrichops crassipes	ATPSCRAS					K						K				18			Böttger 1981				
Aturus crinitus	ATURCRIN					K								K									
Aturus fontinalis	ATURFONT					K		K						K									
Aturus oudemansi	ATUROUDE							K						K									
Aturus scaber rotundus	ATURSCRO												K										
Aturus scaber scaber	ATURSCSC					K		K						K									
Aulodrilus limnobius	AUDRLIMN		N		N																		
Aulodrilus pluriseta (zie opmerking)	AUDRPLUR		N																				
Axonopsis gracilis	AXONGRAC													K									

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Baetis buceratus	BAETBUCE					K						K		K									3
Baetis digitatus	BAETDIGI					K		K		K		K		K							3		3
Baetis fuscatus	BAETFUSC					K		K		K		K		K							2		2
Baetis lutheri	BAETLUTH													K		1.2	21		Humpesch 1979				3
Baetis muticus	BAETMUTI										K	K	K	K							3		3
Baetis niger	BAETNIGE				K	K	K	K	K	K	K	K	K	K							3		3
Baetis rhodani	BAETRHOD		P			K		K		K	P	K	P	K		3.0-7.5	20-25	18-26	Whitney 1939, Bohle 1969, Benech 1972 in Humpesch & Elliott 1980		2		
Baetis scambus	BAETSCAM											K		K							3		3
Baetis tracheatus	BAETTRAC					K		K		K													
Baetis vernus	BAETVERN				P						P		P	P		6.8	20.0		Bohle 1969		1		1
Bathyomphalus contortus	BATHCONT		N	N	N	N																	
Beraea maurus	BEEAMAUR	K	K		K		P		K		P		K								3		
Beraea pullata	BEEAPULL		K	P		K		K		K	K		K								3		2
Bereodes minutus	BEEOMINU				K	K		K		K											2		2
Berosus luridus	BEROLURI			K					K														
Bithynia leachi	BINILEAC		N	N	N	N																	
Bithynia tentaculata	BINITENT		N	N	N	N	N				N	N	N		-4				Heitkamp & Zemella 1988				
Brachycentrus maculatus	BRCEMACU											K		K									
Brachycentrus	BRCESUBN					K		K		K													3

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
subnubilus																							
Brachycercus harrisella	BRCUHARR					K		K		K													3
Brachypoda modesta	BRPOMODE					K																	
Brillia flavifrons	BRILFLAV					K		K		K	N	K		N							1		
Brillia modesta	BRILMODE		K		K	K		K		K	K	K	K	K									
Brychius elevatus	BRYCELEV			K	K	K	K				K	K	K	K							3		3
Caenis horaria	CAENHORA		N	N	N	N		N		N													
Caenis luctuosa	CAENLUCT		N																				
Caenis macrura	CAENMACR							K		K													2
Caenis pseudorivulorum	CAENPSEU					K		K		K											3		3
Caenis rivulorum	CAENRIVU					K		K		K	K	K	K	K		9.1	16.8		Welton et al. 1982	L	3		3
Calopteryx splendens	CALOSPLE					K		K		K	K	K		K		16	24		Zahner 1959	L			
Calopteryx virgo	CALOVIRG				K	K	K	K	K	K	K	K	K	K		13	18	22-25	Zahner 1959, Sternberg & Buchwald 1999	L			3
Cardiocladius fuscus	CARDFUSC											K		K							3		3
Centroptilum luteolum	CENTLUTE					K		K		K	K	K		P		8,1	15,1		Welton et al. 1982	L			
Centroptilum pennulatum	CENTPENN					K		K		K		K		K									
Ceraclea dissimilis	CECLDISS					K		K		K		K		K							2		3
Ceraclea fulva	CECLFULV					K		K		K											2		3
Ceraclea nigronervosa	CECLNIGR					K		K		K											2		3

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Ceraclea senilis	CECLSENI					K		K		K		K									2		
Ceriagrion tenellum	CERITENE				K				K							20			Krüner 1986				
Chaetocladius gr vitellinus	CHCLGVIT		K	K	K		K														3		3
Chaetocladius melaleucus agg	CHCLMEAG				K				K												3		3
Chaetocladius piger	CHCLPIGE			K					K														
Chaetocladius sp Herkenbosch	CHCLHERK	K	K	K	K				K														
Chaetogaster diaphanus	CHTEDIAP		N		N																		
Chaetogaster diastrophus	CHTEDIAS		N		N																		2
Chaetogaster limnaei	CHTELIMN		N		N																		
Chaetopteryx villosa	CHPTVILL		P			K		K	K	K	P	K	P	K									2
Chaoborus crystallinus	CHAOCRYS		N		N																		
Cheumatopsyche lepida	CHEULEPI					K																	3
Chironomus sp	CHIRONSP		N	N	N	N	N		N		N	N	N	N									
Cladopelma virescens/viridula	CLMAVIVI		N		N																		
Cladotanytarsus mancus	CLADMANC					K		K		K											1		1
Cladotanytarsus sp	CLADOTSP		N								N		N										
Clinotanypus nervosus	CLTANERV	N	N	N	N	N			P														
Cloeon dipterum	CLOEDIPT		N	N	N	N	N	N	N	N	N	N						26-34	Whitney 1939				
Cloeon simile	CLOESIMI		N		N																		

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Conchapelopia melanops	CONCMELA			K					K												1		1
Conchapelopia sp	CONCHASP				P							N											
Cordulegaster boltonii	COGABOLT		K		K		K		K		K					8-12	26		Neumann 1981, Buchwald 1988, Pfuhl 1994		3		3
Corynoneura coronata agg	CONECORA		N			K		K		K													
Crangonyx pseudogracilis	CRANPSEU					N		N		N													
Crenobia alpina	CRENALPI		K		K				K		K		K		2	6.8	9.9	14	Pattee 1980		3		
Cricotopus bicinctus	CRICBICI							K		K	N	N		N									
Cricotopus gr fuscus	CRICGFUS										K		K	K									
Cricotopus gr tibialis	CRICGTIB										K		K								3		3
Cricotopus sylvestris	CRICSYLV		N	N	N	N		N		N	N	N		N									
Cricotopus trifascia	CRICTRFA													K							2		2
Crunoecia irrorata	CRUNIRRO	K	K		K		K				K		K										3
Cryptochironomus sp	CRCHIRSP		N			N																	
Cryptotendipes sp	CRTENDSP					K		K		K													
Culicidae	CULICIAE		N	N	N																		
Cyphon sp	CYPHONSP	P		P																			
Cyrnus trimaculatus	CYRNTRIM					K		K		K				K									
Demicryptochironomus vulneratus	DEMIVULN					K		K		K													
Dendrocoelum boettgeri	DENDBOET		K																		3		

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Dero digitata	DERODIGI		N	N	N																		
Deronectes latus	DENELATU				K	K	K	K		K	K	K		K									3
Deronectes platynotus	DENEPLAT											K		K							3		3
Diamesa insignipes	DIAMINSI		K			K							K	K									
Dicranota bimaculata	DITABIMA		K	K		K		K	K	K	K		K								1		1
Dicrotendipes nervosus	DITENERV		N		N																		
Diplocladius cultriger	DICLCULT			K		K		K	K	K		K		K									
Dixa dilatata	DIXADILA		K				K														3		
Dixa maculata	DIXAMACU	K	K										K								1		1
Dixa nubilipennis	DIXANUBI					K	K	K		K											3		3
Drusus annulatus	DRSUANNU		K		K		K				K		K								3		3
Drusus trifidus	DRSUTRIF		K																		3		3
Dryops lutulentus	DRYOLUTU					K																	
Dryops nitidulus	DRYONITI					K																	
Dugesia gonocephala	DUGEGONO	K	K		K		K	K		K	K		K	K	6	12	15	21	Pattee 1980		2		
Dugesia lugubris	DUGELUGU		N		N																		
Dugesia polychroa	DUGEPOLY			N	P				P							10	23		Sefton & Reynoldson 1972				
Ecdyonurus torrentis	ECDYTORR											K		K		3.9	19.6		Humpesch 1980	E	3		3
Ecdyonurus venosus	ECDYVENO											K		K		3.6-3.9	19.9-20.6	22-30	Whitney 1939, Humpesch 1980	E	3		3

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Echinogammarus berilloni	ECHIBERI					K		K				P		P							3		3
Ecnomus tenellus	ECNOTENE					K		K		K													2
Electrogena lateralis	ELOGLATE										K	K	K										
Elmis aenea	ELMIAENE	K	K		K	K	K	K		K	K	K	K	K							1		2
Elmis maugetii	ELMIMAUG					K						K		K							3		3
Elmis obscura	ELMIOBSC										K	K	K	K							3		3
Elodes minuta	ELODMINU	K	K	K	P		P		K		P		P								1		1
Eloeophila sp	ELOEOPSP			N																			
Enallagma cyathigerum	ENALCYAT								K														
Endochironomus albipennis	ENDOALBI					N																	
Enochrus affinis	ENOCAFFI			K					K														
Enochrus coarctatus	ENOCCOAR			K					K														
Enoicyla pusilla	ENOIPUSI			K		K			K		K										-1		
Ephemera danica	EPRADANI				K	K	K	K		K	K	K				2,6-3,1			Tokeshi 1985		2		2
Ephemera vulgata	EPRAVULG					K		K		K	K	K									1		1
Ephemerella ignita	EPREIGNI				K	K	K	K		K	P	K	P	P		5.9-7.2	16.0-22		Langford 1971; Bohle 1972, Elliott 1978 in Humpesch & Elliott 1980		2		2
Epoicocladius flavens	EPOIFLAV				K	K	K	K		K		K		K							3		3
Ernodes articularis	ERNOARTI		K								K		K								3		3
Erpobdella octoculata	ERPOOCTO		N		N	N					N	N		N		10.5			Sawyer 1986				

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Erpobdella testacea	ERPOTEST		N		N						N												
Esolus angustatus	ESOLANGU		K		K		K				K		K								3		3
Esolus parallelepipedus	ESOLPARA										K	K	K	K							3		3
Esolus pygmaeus	ESOLPYGM				K	K	K														3		3
Eukiefferiella brevicalcar agg	EUKIBREA		K		K		K				K		K								2		2
Eukiefferiella claripennis	EUKICLAR		K		K	K	K	K		K		K									1		
Eukiefferiella ilkleyensis	EUKIILKL											K		K							3		3
Euleuctra geniculata	EULEGENI											K		K		4	20		Elliot 1987	E	3		3
Eylais koenikei	EYLAKOEN						K														1		1
Feltria armata	FELTARMA										K	K	K	K							3		3
Feltria brevipes	FELTBREV											K	K	K									
Feltria rouxi	FELTROUX											K		K									
Forelia liliacea	FORELILI					K				K													
Forelia variegator	FOREVARI					K															-1		-1
Gammarus fossarum	GAMMFOSS		P		P	P	P	P	K		P	P	P	P									
Gammarus pulex	GAMMPULE	P	P	P	P	P	P	P	K		P		P					33	Wijnhoven et al. 2003				
Gammarus roeselii	GAMMROES				P	P		K			P		P					33	Wijnhoven et al. 2003				
Gerris gibbifer	GERRGIBB			K	K				K														
Glossiphonia complanata	GLSICOMP		N		N											8.5			Sawyer 1986				
Glossiphonia verrucata	GLSIVERR										K		K								3		3

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Glossosoma conformis	GLSOCONF											K		K							3		3
Glyphotaelius pellucidus	GLPHPELL			K		P		P	K	P	K	P		P							1		1
Glyptotendipes sp	GLTOTESP		N		N	N		N	N	N													
Goera pilosa	GOERPILO				K	K	K	K		K	K	K	K	K							1		1
Gomphus flavipes	GOMPFLAV					K		K		K											3		3
Gomphus vulgatissimus	GOMPVULG					K		K		K		K		K							3		3
Gordius setiger	GORDSETI										K		K								3		3
Grammotaulius submaculatus	GRAMSUBM		K		K				K												3		3
Guttipelopia guttipennis	GUTTGUTT			K					K														
Gyraulus albus	GYRAALBU		N		N	N					N		P								-3		-3
Gyrinus aeratus	GYRIAERA					K																	
Gyrinus substriatus	GYRISUBS				K						K												
Habroleptoides modesta	HATOMODE										K	K	K	K							3		3
Habrophlebia fusca	HAPHFUSC					K		K		K											2		2
Habrophlebia lauta	HAPHLAUT										K		K								3		3
Hagenella clathrata	HAGECLAT			K																		3	
Halesus digitatus	HALEDIGI			K	K	K	K	K		K											3		3
Halesus radiatus	HALERADI			K		K		K	K	K											1		1
Halesus tessellatus	HALETESS										K	K	K	K							3		3
Haliplus laminatus	HALILAMI					K															-1		-1

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Haplotaxis gordioides	HATAGORD											K		K							3		3
Harnischia sp	HARNISSP					K		K		K		K		K									
Heleniella ornaticollis	HENIORNA		K	K																	2		2
Helobdella stagnalis	HEBDSTAG		N		N	N					N	N		N		10.5			Sawyer 1986				
Helophorus aquaticus	HERUAQUA										K		K										
Helophorus arvernicus	HERUARVE				K	K	K	K		K				K							2		2
Helophorus brevipalpis	HERUBREV			N																			
Helophorus grandis	HERUGRDI			N																			
Helophorus granularis	HERUGRNU			K																			
Helophorus pumilio	HERUPUMI			K					K												2		
Helophorus strigifrons	HERUSTRI			K					K														
Helophorus tuberculatus	HERUTUBE			K					K														
Hemiclepsis marginata	HECLMARG		N		N																		
Heptagenia flava	HEGEFLAV					K		K		K											3		3
Heptagenia sulphurea	HEGESULP					K		K		K		K		K							2		2
Heterotanytarsus apicalis	HETAAPIC	N	K		K		K		K		K										2		2
Heterotrissocladius marcidus	HETRMARC		K	K	K	K		K	K	K	K		K								1		1
Hydatophylax infumatus	HYTOINFU								K		K		K								3		3
Hydraena assimilis	HYENASSI		K								K		K								3		3
Hydraena belgica	HYENBELG											K		K							3		3
Hydraena britteni	HYENBRIT			K																			

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Hydraena excisa	HYENEXCI				K	K	K	K		K											3		3
Hydraena flavipes	HYENFLAV											K		K							3		3
Hydraena gracilis	HYENGRAC					K					K	K	K	K							3		3
Hydraena melas	HYENMELA		K								K		K								3		3
Hydraena pulchella	HYENPULC				K	K	K	K		K		K		K							3		3
Hydraena pygmaea	HYENPYGM											K	K										
Hydraena riparia	HYENRIPA				K		K	K		K											1		
Hydrobaenus pilipes	HYBAPILI			K	K	K			K													3	
Hydrobius fuscipes	HYUSFUSC								K												-3		
Hydrochus angustatus	HYCHANGU				K		K				K												
Hydrochus ignicollis	HYCHIGNI			K																	2		
Hydrocyphon sp	HYCYPHSP	P		P																			
Hydrodroma torrenticola	HYMATORR					K								K									
Hydroporus discretus	HYPODISC	K	K	K	K		K		K		K		K								1		1
Hydroporus erythrocephalus	HYPOERYT			K					K														
Hydroporus longulus	HYPOLONG	K	K		K				K												3		3
Hydroporus melanarius	HYPOMENA			K					K														
Hydroporus memnonius	HYPOMEMN			K		K		K	K	K													
Hydroporus nigrita	HYPONIGR	K	K	K	K		K		K	K	K											1	
Hydropsyche angustipennis	HYPSANGU				P	K		K		K	P	P	N										
Hydropsyche	HYPSCONT					K		K		K		K		K							1		1

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
contubernalis																							
Hydropsyche dinarica	HYPSDINA											K		K							3		3
Hydropsyche exocellata	HYPSEXOC					K		K		K		K		K							3		3
Hydropsyche fulvipes	HYPSFULV		K		K		K				K		K								3		3
Hydropsyche instabilis	HYPSINST										K	K	P	K							2		2
Hydropsyche pellucidula	HYPSPELL				K	K	K	K	K	K	K	K	P								1		1
Hydropsyche saxonica	HYPSSAXO		K		K	K	K	K		K	K		K	K							2		2
Hydropsyche siltalai	HYPSSILT					K		K		K	K	K	K	K							2		2
Hydroptila cornuta	HYPTCORN					K		K		K											3		3
Hydroptila sparsa	HYPTSPAR					K		K		K		K		K							2		2
Hydroptila vectis	HYPTVECT											K	K										
Hygrobates calliger	HYTECALL													K									
Hygrobates fluviatilis	HYTEFLUV					K		K			K	K	K	K			eu		Di Sabatino 2000		2		2
Hygrobates longiporus	HYTELOPO					K																	
Hygrobates nigromaculatus	HYTENIGR				P	P											eu		Di Sabatino 2000		-2		-2
Hygrobates trigonicus	HYTETRIG										K												
Ironoquia dubia	IRONDUBI			K	K	K	K														1		1
Isoperla grammatica	ISPEGRAM				K		K					K		K		12	24		Saltveit & Lillehammer 1984, Marten 1990	E	3		3
Ithytrichia lamellaris	ITHYLAME				K	K	K	K		K		K		K							3		3

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Kageronia fuscogrisea	KAGEFUSC					K		K		K													
Kongsbergia materna	KONGMATE					K								K									
Krenopelopia binotata	KRENBINO		K																				
Krenopelopia nigropunctata	KRENNIGR		K																				
Laccobius atratus	LABIATAT	K	K		K				K												3		3
Laccobius obscuratus	LABIOBSC				K	K	K	K		K											3		3
Laccobius sinuatus	LABISINU				K	K	K	K		K	K		K								2		2
Laccobius striatulus	LABISTRI				K	K	K	K		K											2		2
Lebertia bracteata	LEBEBRAC			K	K		K																
Lebertia dubia	LEBEDUBI										K	K											
Lebertia fimbriata	LEBEFIMB					K					K	K											
Lebertia insignis	LEBEINSI			K	K	K	K	K															
Lebertia lineata	LEBELINE		K					K					K										
Lebertia minutipalpis	LEBEMINU			K	K		K		P												2		2
Lebertia obesa	LEBEOBES										K	K											
Lebertia porosa	LEBEPORO					K						K		K			eu		Di Sabatino 2000		3		3
Lebertia rivulorum	LEBERIVU					K					K	K	K	K									
Lebertia salebrosa	LEBESALE												K										
Lebertia stigmatifera	LEBESTIG		K								K					5	12		Di Sabatino 2000				
Lepidostoma basale	LEMABASA				K	K	P	K		K	K	K	K	K									
Lepidostoma hirtum	LEMAHIRT					K		K		K		K		K							3		3

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Leptophlebia cincta	LEPHCINC					K					K	K	K	K									
Leptophlebia marginata	LEPHMARG	K	K	K	K	K	K	K	K	K											2	2	2
Leptophlebia submarginata	LEPHSUBM					K		K	K	K	K	K	K	K									
Leptophlebia vespertina	LEPHVESP								K							2	24	25-27	Brittain 1976	L			
Leuctra fusca	LETRFUSC				K	K	K	K		K	K	K	K	K		2-4.5	16-20		Elliott 1987, Lillehammer 1985	E	3		3
Leuctra nigra	LETRNIGR	K	K	K	K	K	K	K	K	K	P	K	P			3	20		Elliott 1987	E	3		3
Limnebius crinifer	LIBICRIN					K		K		K													
Limnebius nitidus	LIBINITI					K		K		K													
Limnebius truncatellus	LIBITRTE				K	K	K	K		K											1		1
Limnephilus binotatus	LILUBINO				K				K														
Limnephilus bipunctatus	LILUBIPU					P		P		P												2	
Limnephilus centralis	LILUCENT			K	K	K	K	K	K	K												2	
Limnephilus coenosus	LILUCOEN	K																				3	
Limnephilus elegans	LILUELEG	K	K	K	K	K		K	K	K											3	3	3
Limnephilus extricatus	LILUEXTR	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K		K									1	
Limnephilus fuscicornis	LILUFUSC				K	K	K	K	K	K											3		3
Limnephilus griseus	LILUGRIS			K	K				K												3		3
Limnephilus ignavus	LILUIGNA		K																		3		3
Limnephilus lunatus	LILULUNA		N	N	N						N		N								-3		-3
Limnephilus luridus	LILULURI			K																			

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Limnephilus sparsus	LILUSPAR			K					K														
Limnephilus stigma	LILUSTIG			K	K		K		K													2	
Limnephilus subcentralis	LILUSUBC		K	K	K				K												2		2
Limnephilus vittatus	LILUVITT			K																			
Limnesia maculata	LISIMACU					N																	
Limnesia undulata	LISIUNDU					N																	
Limnius opacus	LIUSOPAC											K		K							3		3
Limnius perrisi	LIUSPERR										K		K								3		3
Limnius volckmari	LIUSVOLC		K		K	K	K	K		K	K	K	K	K							2		2
Limnodrilus claparedeianus	LIDRCLAP		N	N	N																		
Limnodrilus hoffmeisteri	LIDRHOFF		N	N	N	N		N		N		N		N									
Limnodrilus sp	LIDRILSP		N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N									
Limnodrilus udekemianus	LIDRUDEK		N		N																		
Limnophora riparia	LIRARIPA				K		K														2		2
Limnophyes sp	LIESSPEC		P																				
Lithax obscurus	LITHOBSC		K								K	K	K	K							3		3
Ljania bipapillata	LJANBIPA								K			K											
Lumbriculus variegatus	LUCUVARI	P				N			N									24.9-31.8	Quinn et al. 1994				
Lymnaea stagnalis	LYMNSTAG					N									-4	11	28.2	32	Vaughn 1953, Heitkamp & Zemella 1988				
Lype phaeopa	LYPEPHAE					K		K		K		K											

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Lype reducta	LYPEREDU		K										K										
Macropelopia adaucta	MALOADAU				P				P														
Macropelopia nebulosa	MALONEBU			P					K														
Macropelopia notata	MALONOTA										K		K								3		3
Macropelopia sp	MALOPISP	N	N	P																			
Marthamea selysii	MARTSELY											K		K							3		3
Melampophylax mucoreus	MELAMUCO		K								K		K								3		3
Metreletus balcanicus	MELEBALC											K		K									
Metriocnemus hygropetricus agg	MEOCHYGA		K																		2		2
Metriocnemus inopinatus agg	MEOCINOA										K		K										
Micrasema minimum	MICRMINI										K	K	K	K									
Micronecta poweri	MINEPOWE				K	K	K														3		3
Micronecta scholtzi	MINESCHO											P		P									
Micropsectra atrofasciata	MIPSATRO					K					N		N										
Micropsectra bidentata	MIPSBIDE			K	K		K		K												2		2
Micropsectra fusca	MIPSFUSC	N																					
Micropsectra junci	MIPSJUNC			P																			
Micropsectra notescens	MIPSNOTE			K	P	K	P	K		K	P		P								1		1
Micropsectra recurvata	MIPSRECU				P		P				P		P										
Micropsectra roseiventris	MIPSROSE		K																		3		3

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Micropsectra sp	MIPSECSP					P		P		P	N	N		N									
Micropterna lateralis	MIPTLATE		K	K	K		K	K	K	K											1		1
Micropterna sequax	MIPTSEQU		K	K	K	K	K	K	K	K	K		K								1		1
Microtendipes chloris agg	MITECHLA				N		N				N		N										
Microtendipes pedellus	MITEPEDE					K		K		K											-1		-1
Mideopsis crassipes	MIOPCRAS					K					K	K											
Molanna angustata	MONAANGU					K		K		K		K											
Monodiamesa bathyphila	MODIBATH					K																	
Mundamella germanica	MUNDGERM					K																	
Musculium lacustre	MUSCLACU		N			N	N		N														
Mystacides azurea	MYSTAZUR		N			K		K		K		K									-2		-2
Nais alpina	NAISALPI				K		K														1		1
Nais barbata	NAISBARB					P		P		P													
Nais communis	NAISCOMM		N		N																		
Nais elinguis	NAISELIN		N		N	N		N		N													
Nais pseudoptusa	NAISPSEU		N		N																		
Nanocladius bicolor	NANOBICO					K						K		K									
Nanocladius rectinervis	NANORECT				K	K	K	K		K		K		K							2		2
Natarsia sp	NATARSSP		N						K														
Nautarachna crassa	NAUTCRAS					K																	
Nebrioporus depressus elegans	NEBRDEEL					K		K		K	K	K											

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Nemoura avicularis	NERAAVIC	K	K		K	K	K	K	K	K	P					4	20		Brittain 1976, Elliott 1988	E,L	3		3
Nemoura cambrica	NERACAMB		K								K	K	K			4	22		Elliott 1988	E	2		2
Nemoura cinerea	NERACINE	P	P	P		K		P	K	P	P					4	22-24		Elliott 1988, Brittain & Lillehammer 1987	E			
Nemoura dubitans	NERADUBI		K	K	K	K	K	K	K	K	K		K								3		3
Nemoura marginata	NERAMARG		K	K	K				K		K		K								3		3
Nemurella pictetii	NEMUPICT		K		K	K	K	K	K	K	K	K	K	K		4-6	20-22	20	Brittain 1978, Elliott 1984, Elliott 1988	E,L	1		1
Neureclepsis bimaculata	NECLBIMA					K		K		K											1		1
Niphargus aquilex	NIPHAQUI		K																		3		
Niphargus schellenbergi	NIPHSCHE		K																		2		
Notidobia ciliaris	NODOCILI	K	K		K	K	K	K		K	K		K								2		2
Ochthebius bicolon	OCBIBICO							K		K	K		K	K							2		2
Ochthebius exsculptus	OCBIEXSC						K														3		3
Ochthebius gibbosus	OCBIGIBB						K														3		3
Ochthebius metallescens	OCBIMETA					K	K														3		3
Odontocerum albicorne	ODONALBI											K		K		6.8			Elliott 1982	L>A	3		3
Odontomesa fulva	ODMEFULV					K		K		K		K		K									
Oligostomis reticulata	OLSTRETI		K		K				K														

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Oligotricha striata	OLTRSTRI			K					K														
Omphiscola glabra	OMPHGLAB	K																					
Ophidonais serpentina	OPHISERP		N	N	N	N																	
Ophiogomphus cecilia	OPHICECI											K		K									
Orectochilus villosus	ORECVILL				K	K	K	K		K		K		K							2		2
Oreodytes sanmarkii	OREOSANM				K		K					K	K	K							3		3
Orthetrum brunneum	ORUMBRUN		K								K		K										
Orthetrum coerulescens	ORUMCOER								K														
Orthocladius lignicola	ORCLLIGN		K										K								3		3
Orthocladius oblidens	ORCLOBLI					K		K		K		K		K									
Orthocladius rubicundus	ORCLRUBI											K		K							3		3
Orthocladius thienemanni agg	ORCLTHIA					K																	
Orthocladius thienemanni	ORCLTHIE										K		K								3		3
Osmylus fulvicephalus	OSMYFULV				K	K	K				K		K								2		2
Oulimnius major	OULIMAJO					K		K		K													
Oulimnius rivularis	OULIRIVU							K		K													
Oulimnius troglodytes	OULITROG							K		K											3		3
Oulimnius tuberculatus	OULITUBE					K		K		K	K	K	K	K									
Oxus setosus	OXUSSETO					K					K	K											
Oxycera rara	OXYCRARA										K		K										
Oxyethira sp	OXYETHSP				K				K														

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Pachygaster leachii	PACHLEAC										K		K										
Panisopsis vigilans	PASOVIGI								K														
Panisus torrenticolus	PASUTORR										K	K	K	K							3		3
Parachiona picicornis	PANAPICI		K								K		K								3		3
Parachironomus biannulatus	PACHBIAN											K		K							-1		-1
Paracladius conversus agg	PADICONA		N								K	K	K								-1		-1
Paracladopelma camptolabis	PADOCAMP				K		K														1		1
Paracladopelma laminata agg	PADOLAMA			P		K		K		K											-1		-1
Paracladopelma nigritula	PADONIGR					K		K		K		K									-1		-1
Parakiefferiella bathophila	PAKIBATH				K				K														
Paramerina cingulata	PARICING				P				P														
Parametriocnemus stylatus	PAOCSTYL	K	K										K								1		1
Paratanytarsus dissimilis agg	PATADISA		N																				
Paratanytarsus sp	PATANYSP			N							N												
Paratendipes albimanus	PATEALMA		N	K				N	K	N	N										-2		-2
Paratendipes gr nudisquama	PATEGNUD			K																			
Paratrichocladius rufiventris	PATRRUFI					K		K		K		K											
Pedicia rivosa	PEDIRIVO	K		K	K	K		K	K	K											2		2

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Pericoma sp	PECOMASP							K		K													
Perlodes microcephala	PEDEMICR											K		K							3		3
Phaenopsectra sp	PHAENOSP		N		N																-2		-2
Phagocata vitta	PHAGVITT	K	K																		3		3
Physa fontinalis	PHYSFONT		N																		-3		-3
Physella acuta	PHSEACUT		N		N												26	35-40	Frömming 1956, Kamler & Mandecki 1978		-3		-3
Piona pusilla pusilla	PINAPUPU					N																	
Pisidium personatum	PISIPERS		K				P				P		K		-6				Heitkamp & Zemella 1988				
Pisidium sp	PISIDISP	P	P																				
Pisidium supinum	PISISUPI					P		P															
Planorbarius corneus	PLBACORN		N	N	N											15	25		Costil 1994				
Planorbis planorbis	PLBIPLAN		N	N	N	N										15	20		Costil 1994				
Platambus maculatus	PLTAMACU					K		K		K	K	K	K	K									
Platycnemis pennipes	PLTYPENN					K		K		K		K									-1		-1
Plectrocnemia conspersa	PLTRCOSP		K	K		K		K	K	K	K	P	K	P			24	30.2	Collardeau 1961, Philipson & Moorhouse 1976				
Plumatella repens	PLUMREPE											K		K		6-15			Økland & Økland 2005				
Pneumia nubila	PNEUNUBI				K		K																
Polycelis felina	POLIFELI		K		K		K		K		K		K		3.5	9	12	17.5	Pattee 1980		1		1
Polycelis nigra	POLINIGR		N													3.5	18.5		Sefton & Reynoldson 1972				

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Polycelis tenuis	POLITENU		N		N										6	10.3	14.5	20.5	Pattee 1980				
Polycentropus flavomaculatus	POTRFLAV				K	K	K	K	K	K	K		K				27	32.3	Collardeau 1961, Philipson & Moorhouse 1976		3		3
Polycentropus irroratus	POTRIRRO					K		K		K		K									2		2
Polypedilum bicrenatum	POPEBICR					K		K		K		K		K							-2		-2
Polypedilum convictum	POPECONV					K		K		K													
Polypedilum laetum	POPELAET					K					K	K	K	K							1		1
Polypedilum nubeculosum	POPENUBE		N	N	N	N		N		N	N												
Polypedilum pedestre	POPEPEDE				K	K	K	K		K		K		K							2		2
Polypedilum scalaenum	POPESCAL		K			P		K		K											1		1
Polypedilum sordens	POPESORD					N																	
Polypedilum uncinatum	POPEUNCI			K					K														
Potamophylax cingulatus	POLACING		K		K	K	K				K		K								2		2
Potamophylax latipennis	POLALATI		K		K		K						K								2		2
Potamophylax luctuosus	POLALUCT				K		K				K	K	K	K							3		3
Potamophylax nigricornis	POLANIGR		K	K									K								2		2
Potamophylax rotundipennis	POLAROTU		K			K		K		K	K		K										
Potamopyrgus antipodarum f aculeata	POPYANAC		N	N		P			P		N		N					30-35	Quinn et al. 1994, Cox & Rutherford 2000				
Potamothrix bavaricus	POTHBAVA							K		K													

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Potamothrix hammoniensis	POTHHAMM		N		N	N		N		N											-2		-2
Potamothrix moldaviensis	POTHMOLD		N		N																-2		-2
Potamothrix sp	POTHRISP			N	N		N		N		N		N										
Potthastia gaedii	POTTGAED													K							3		3
Potthastia longimanus	POTTLONG					K		K		K				K							-1		-1
Proasellus banyulensis	PROABANY		N			N			N		N	N	N	N									
Proasellus cavaticus	PROACAVA		K														16		Dahl et al. 1965		3		3
Proasellus meridianus	PROAMERI										N		N								-3		-3
Procladius sp	PRDIUSSP		N				N				N										-3		-3
Procloeon bifidum	PREOBIFI				K	K		K		K	K	K									2		2
Prodiamesa olivacea	PRODOLIV	N	N						P		N	N	N	N									
Prodiamesa rufovittata	PRODRUFO					K							K										
Protonemura meyeri	PRTOMEYE		K			K		K		K	K	K	K			4-5.5	18-22		Strange 1985, Elliott 1988, Marten 1990	E	3		3
Protonemura nitida	PRTONITI		K								K	K	K			2	18		Marten 1990	E	3		3
Protzia eximia	PRTZEXIM			K	K	K	K						K	K							3		3
Protzia invalvaris	PRTZINVA										K		K								3		3
Psammoryctides barbatus	PSAMBARB		N		N																		
Psectrocladius platypus	PSCLPLAT			K					K														
Psectrocladius psilopterus	PSCLPSIL								K														

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Psectrotanypus varius	PSTAVARI		N	N	N	N	N	N	N	N	N												
Pseudanodonta complanata	PSNOCOMP					K		K													3		3
Pseudorthocladius curtistylus	PSORCURT				K				K														
Psychomyia pusilla	PSMYPUSI					K		K		K		K		K							3		3
Ptilocolepus granulatus	PTILGRAN		K		K				K												3		3
Radix peregra/ovata	RADIPEOV		N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N										
Rhadicoleptus alpestris	RHADALPE				K				K														
Rheocricotopus atripes	RHCRATRI										K		K								3		3
Rheocricotopus chalybeatus	RHCRCHAL					K		K		K		K		N									
Rheocricotopus fuscipes	RHCRFUSC					K		K		K				N							1		1
Rheopelopia ornata	RHPEORNA					K		K		K		K		K							1		1
Rheotanytarsus sp	RHTANYSP					K		K		K		P		P							-2		-2
Rhithrogena iridina	RHGEIRID										K		K			0	15		Breitenmoser-Würsten & Sartori 1995	L	2		2
Rhithrogena semicolorata	RHGESEMI				K	K	K							K		0-5.9	20	20-28	Whitney 1939, Humpesch & Elliott 1980, Hefti & Tomka 1990	E,L	2		2
Rhyacodrilus coccineus	RHDRCOCC		N		N			K		K													
Rhyacophila dorsalis	RHPHDORS												K	K									

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Rhyacophila fasciata	RHPHFASC				K		K						K	K							2		2
Rhyacophila nubila	RHPHNUBI										K	K	K	K							3		3
Rhyacophila vulgaris	RHPHVULG										K	K	K	K							3		3
Riolus cupreus	RIOLCUPR				K		K				K		K	K							3		3
Riolus subviolaceus	RIOLSUBV		K		K		K						K	K							3		3
Robackia demeijerei	ROBADEME							K		K											3		3
Scarodytes halensis	SCARHALE				K	K	K														3		3
Scirtes sp	SCIRTESP	P		P																			
Sericostoma personatum	SETOPERS		K			K		K		K	K	K	K	K							1		1
Sericostoma schneideri	SETOSCHN		K								K		K										
Setodes argentipunctellus	SETOARGE											K		K							3		3
Sialis fuliginosa	SIALFULI	K	K		K	K	K	K	K	K			K								1		1
Sialis lutaria	SIALLUTA				N											7,2	23		Elliott 1996	L>A			
Sigara falleni	SIGAFALL		N			N																	
Sigara hellensii	SIGAHELL				K	K	K	K	K	K											3		3
Sigara striata	SIGASTRI		N			N															-3		-3
Silo nigricornis	SILONIGR		K		K	K	K	K		K	K	K	K								3		3
Silo pallipes	SILOPALL		K								K	K	K	K							3		3
Silo piceus	SILOPICE											K		K							3		3
Simulium angustipes	SIMUANIP			K	K	K	K														1		
Simulium aureum	SIMUAURE				K	K	K	K		K											1		
Simulium costatum	SIMUCOST	K	K		K		K				N		K								2		2

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Simulium cryophilum	SIMUCRYO	K	K	K	K				K		K										2		2
Simulium equinum	SIMUEQUI		N			K		K		K		K		K									
Simulium erythrocephala	SIMUERYT		N		K	K		K		K	K		K								1		
Simulium latipes	SIMULATI	K	K	P	K		K														2		
Simulium lineatum	SIMULINE					P		P		P		P		P									
Simulium lundstromi	SIMULUND					K		K		K		K											
Simulium morsitans	SIMUMORS				K	K	K	K		K		K									3		3
Simulium ornatum	SIMUORNA				P	P	P	P		P	N	K	P	P									
Simulium trifasciatum	SIMUTRIF				P		P				N		N										
Simulium vernum	SIMUVERN		K		K	K		K	K	K	K										1		1
Siphlonurus aestivalis	SINUAEST				K	K	K	K		K											3		3
Siphlonurus armatus	SINUARMA				K	K	K	K	K	K											3		3
Siphlonurus lacustris	SINULACU					K		K		K											3		3
Sisyra sp	SISYRASP				K		K																
Specaria josinae	SPECJOSI					K		K		K											2		2
Sperchon clupeifer	SPCHCLUP					K						K		K							2		2
Sperchon compactilis	SPCHCOMP					K					K	K	K	K									
Sperchon denticulatus	SPCHDENT												K	K									
Sperchon glandulosus	SPCHGLAN		K		K		K		K		K		K								2		2
Sperchon setiger	SPCHSETI				K	K	K					K	K	K			eu		Di Sabatino 2000		2		2
Sperchon sp	SPCHONSP					K																	
Sperchon squamosus	SPCHSQUA		K	K	K		K				K										1		1

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
Sperchon turgidus	SPCHTURG					K						K		K									
Sperchonopsis verrucosa	SPNOVERR					K					K	K	K	K							3		3
Sphaerium corneum	SPUMCORN			N	N	N	N		N		N												
Sphaerium rivicola	SPUMRIVI					K		K													1		1
Stagnicola palustris	STAGPALU		N	N	N																		
Stempellina sp	STNASPEC					K		K		K											2		2
Stempellinella brevis	STNEBREV		K																		3		3
Stempellinella minor	STNEMINO				K																		
Stempellinella sp	STNELLSP					K		K	K	K	K		K										
Stenophylax permistus	STPHPERM		K	K	K		K		K												3		3
Stictotarsus duodecimpustulatus	STSUDUOD					K		K		K		K		K							-1		-1
Stylaria lacustris	STLALACU		N	N	N	N		N		N		N		N		5			Löhlein 1999				
Stylodrilus heringianus	STLOHERI					K		K		K		K		K									
Synorthocladius semivirens	SYNOSEMI					K		K		K		K		K							1		1
Taeniopteryx nebulosa	TAENNEBU					K		K		K		K		K		0-2	17-24		Langford 1971, Brittain 1977	E,L	3		3
Tanytarsus sp	TATARSSP	N	N								N		N										
Telmatopelopia nemorum	TEPENEMO								K														
Teutonia cometes	TEUTCOME											K											
Thaumalea testacea	THLETEST		K																				
Thienemanniella	THELCLAV					K																	

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
clavicornis																							
Thienemanniella flaviforceps agg	THELFLAA				K	K	K	K		K	K	K											
Thyas palustris	THYAPALU					K						K											
Tinodes assimilis	TINOASSI		K		K	K	K	K		K	K		K								2		2
Tinodes pallidulus	TINOPALL		K		K		K				K	K	K								3		3
Tinodes unicolor	TINOUNIC				K	K	K	K		K	K		K								3		3
Tinodes waeneri	TINOWAEN					K		K		K		K		K									
Torrenticola amplexa	TORRAMPL					K					K	K	K	K			eu		Di Sabatino et al. 2000		3		3
Trichostegia minor	TRSTMINO			K	K				K														
Trissopelopia longimanus	TRPELONG		K		K		K		K												3		3
Trocheta bykowskii	TROCBYKO	K																					
Tubificidae	TUFICIAE		N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N									
Tvetenia calvescens agg	TVETCALA					K		K		K	K	K											
Tvetenia discoloripes agg	TVETDISA				P	K	P				N		N										
Unio crassus	UNIOCRAS					K		K													3		3
Unio tumidus	UNIOTUMI					K		K															
Valvata cristata	VALVCRIS		N	N	N																		
Valvata macrostoma	VALVMACR		N	N	N																		
Valvata piscinalis	VALVPISC		N	N	N	N	N	N	N	N	N	N		N	-4	9	20		Olsson 1984, Hoffmann & Neumann 1990		-3		-3
Velia caprai caprai	VELICACA			K	K	K		K	K	K	K	K	K				20		Murray &				

taxonnaam	taxoncode	R1	R2	R3	R4	R5	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R17	R18	lethminT	rangeminT	rangemaxT	lethmaxT	referenties temperatuur	levensstadium	hydrologische verstoring	droogval	morfologische verstoring
																			Giller 1991				
Velia saulii	VELISAUL				K	K	K					K	K	K							3		3
Wettina podagrica	WETTPODA			K	K	K	K				K	K		K							2		2
Wormaldia occipitalis	WORMOCCI		K		K		K		K		K		K								3		3
Wormaldia subnigra	WORMSUBN				K		K				K		K								3		3
Xenochironomus xenolabis	XECHXENO											K		K									
Xenopelopia sp	XEPELOSP		N																				
Ylodes simulans	YLODSIMU					K		K		K													
Yola bicarinata	YOLABICA					K																	
Zavrelimyia barbatipes	ZAMYBARB					K		K		K													
Zavrelimyia nubila agg	ZAMYNUBA			P		K		K	K	K													

Bijlage 3. De effecten van klimaatverandering op verschillende organismegroepen en ecosysteemprocessen

Klimaatverandering	Effecten	Beïnvloeding op					Referentie(s)	
		evertebraten	vissen	diatomeeën	macrofyten	ecosysteem-processen		hoofdstuk rapport
Hydrologisch regime afvoerdynamiek / stroomsnelheid	wegspoelen naar ongeschikt habitat	x	x	x			Ciberowski et al. 1977, Cushman 1985, Harvey 1987, Doeg & Miledge 1991, Allan 1995, Poff 1997, Poff 2002, Bunn & Arthington 2002	5
	negatieve effecten op groei en ontwikkeling door beschadiging/fysiologische stress				x		Poff et al. 1997, Madsen et al. 2001	5
	negatieve effecten op organismen door verdroging	x	x	x	x	x	Williams 1987, Carpenter et al. 1992a, Poff et al. 1997, Boulton 2003	5
	concentratie organismen bij afname watervolume (toename biotische interacties)	x	x				Cushman 1985, Carpenter et al. 1992a, Poff et al. 1997	5
	concentratie stoffen bij afname watervolume	x	x			x	Meyer & Pulliam 1992, Malmqvist & Rundle 2002	7
	beïnvloeding waterchemie bij verdroging					x	Dahm et al. 2003	7
	toename input nutriënten met oppervlakkige afstroming			x		x	Verdonschot et al. 1995, Nijboer 2001	7
	spiraallengte nutriënten groter, retentie-efficiëntie lager					x	Meyer et al. 1999	7
	toename aanvoer organisch materiaal (blad, takken) vanuit beekdal	x		x		x	Palmer et al. 2000, Poff et al. 1997	5
	toename input sediment met oppervlakkige afstroming	x		x		x	Lake et al. 2000	5,7

Klimaatverandering	Effecten	Beïnvloeding op					Referentie(s)	
		evertebraten	vissen	diatomeeën	macrofyten	ecosysteem-processen		hoofdstuk rapport
	verandering samenstelling beddingmateriaal (habitatstructuur)	x	x	x	x	x	Pringle et al. 1988, Reice et al. 1990, Poff 1992, Lake et al. 2000, Madsen et al. 2001, Poff 2002, Bunn & Arthington 2002	5
	uitschuring beekbedding	x	x	x	x	x	Poff et al. 1997, Poff 2002, Bunn & Arthington 2002	5
	mortaliteit door beweging sediment	x	x	x	x		Reice 1985, Minshall 1988	5
	bedekking door sediment	x	x	x	x	x	Ward et al. 1992, Poff et al. 1997, Madsen et al. 2001, Poff 2002, Bunn & Arthington 2002	5
	verandering volume van de hyporeïsche zone	x				x	Williams 1987, Meyer et al. 1988, Resh et al. 1988	5,7
	dichtslibben van hyporeïsche zone	x		x		x	Lake et al. 2000	5,7
	optreden van anaërobe zones door ingespoeld sediment					x	Ward et al. 1992, Lake et al. 2000	7
	verplaatsing/wegspoelen van organische dammen (voedselbeschikbaarheid, retentie)	x				x	Reice et al. 1990, Carpenter et al. 1992a, Poff et al. 1997	5
	uitspoeling van organisch materiaal uit sediment	x			x	x	Poff et al. 1997, Palmer et al. 2000, Madsen et al. 2001	5
Thermisch regime: verhoging temperatuur water	toename groeisnelheid organismen	x					Vannote & Sweeney 1980, Atkinson 1994, Hogg & Williams 1996	6
	afname grootte organismen	x		x			Fahy 1971, Sweeney & Schnack 1977, Vannote & Sweeney 1980, Dale & Swartzman 1984, Atkinson 1994	6
	toename biomassa organismen			x	x		Patrick 1971, Barko et al. 1982	6

Klimaatverandering	Effecten	Beïnvloeding op					Referentie(s)	
		evertebraten	vissen	diatomeeën	macrofyten	ecosysteem-processen		hoofdstuk rapport
	afname overleving organismen	x	x				Elliot 1987, Sweeney et al. 1992, Eaton & Scheller 1996	6
	afname reproductie organismen	x					Elliot 1987, Eaton & Scheller 1996	6
	vervroegde emergentie evertebraten	x					Hogg & Williams 1996, Cereghino et al. 1997	6
	verandering van populatieopbouw organismen	x					Patrick 1971, Elliot 1987, Sweeney et al. 1992	6
	verandering verspreiding (areaalgrootte) organismen	x	x				Sweeney et al. 1992, Eaton & Scheller 1996	6
	toename aantal soorten levensgemeenschap			x			Patrick 1971	6
	versnelde ecosysteemrespiratie (decompositie)					x	Carpenter et al. 1992a	7
Vegetatie stroomdal/oever	verandering in nutriëntenopname door planten, met als gevolg veranderde toestroming naar beek					x	Meyer & Pulliam 1992	7
	toename aanvoer water (huidmondjes langer gesloten door toename CO_2 in de atmosfeer)					x	Meyer & Pulliam 1992, Van Walsum et al. 2001	7
	toename C:N en lignine:N ratio in bladeren	x				x	Meyer & Pulliam 1992, Carpenter et al. 1992a	7
	verandering soortensamenstelling vegetatie	x		x		x	Meyer & Pulliam 1992, Carpenter et al. 1992a, Lake et al. 2000, Palmer et al. 2000	7