

Omslagpunten in het functioneren van aquatische ecosystemen?

Omslagpunten in het functioneren van aquatische ecosystemen?

H.E. Vlek

L.T.A. van Diepen

P.F.M. Verdonschot

Alterra-rapport 1178

Alterra, Wageningen, 2005

REFERAAT

Vlek, H.E., L.T.A. van Diepen & P.F.M. Verdonshot, 2005. *Omslagpunten in het functioneren van aquatische ecosystemen?*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1178. 135 blz.; 43 fig.; 64 tab. 45 ref.

Het doel van deze studie is aanwijzingen te vinden voor het bestaan van 'omslagpunten' in de toestand van aquatische ecosystemen in Nederland. Het rapport beschrijft de ontwikkeling van een methodiek om snel inzicht te krijgen in het optreden van mogelijk abrupte veranderingen binnen een macrofauna gemeenschap. Daarnaast is een methode opgesteld om objectief te kunnen vaststellen of een abrupte verandering in de samenstelling van de levensgemeenschap is opgetreden. Langjarige macrofauna tijdreeksen van 31 locaties (sloten, kanalen, beken en rivieren) zijn geanalyseerd met behulp van de ontwikkelde methodieken. Het betrof bestaande tijdreeksen afkomstig van verschillende waterbeheerders. De relatie tussen de macrofauna en milieuvariabelen is onderzocht om tot uitspraken te kunnen komen over het optreden van 'omslagpunten' in sloten, kanalen, beken en rivieren. Op slechts drie van de 31 onderzochte locaties is mogelijk sprake geweest van een 'omslag'. Het is niet mogelijk gebleken om op basis van velddata definitieve uitspraken te doen over het optreden van 'omslagpunten' in de onderzochte aquatische ecosystemen. Reden hiervoor is dat een aantal milieuvariabelen sturend voor de samenstelling van de macrofauna levensgemeenschap, zoals stroming, permanentie en piekafvoeren, niet of onvoldoende zijn gemeten op de onderzochte locaties. De resultaten van deze studie sluiten niet uit dat 'omslagen' kunnen optreden, maar maken het optreden van 'omslagpunten' ook niet erg aannemelijk.

Trefwoorden: ecosysteem functioneren, omslagpunten, alternatieve stabiele toestanden, tijdreeksen, aquatische organismen, macrofauna, oppervlaktewater

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door €25,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 1178. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2005 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 veelevoudigd 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.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Aanleiding	11
1.2 Doelstelling	12
1.3 Leeswijzer	12
2 Materiaal en methoden	13
2.1 Verzameling en bewerking van de gegevens	13
2.1.1 Verzamelen gegevens	13
2.1.2 Voorbewerking biologische gegevens	13
2.2 Analyses	14
2.2.1 Methodiek ontwikkeling	15
2.2.2 Tijdreeksanalyse	24
3 Resultaten	31
4 Discussie, conclusies en aanbevelingen	61
4.1 Discussie	61
4.2 Conclusies	63
4.3 Aanbevelingen	63
Literatuur	65
<i>Bijlagen</i>	
1 Overzicht van literatuur	69
2 Overzicht van datareeksen per watertype	73
3 Overzicht van datareeksen per waterschap	75
4 FLEXCLUS tabel Moerspuije watergang	87
5 Score matrixen	89
6 Overzicht van onderzochte locaties	91
7 PCO diagrammen langjarige datareeksen	93
8 Temporele veranderingen in milieuomstandigheden	99

Woord vooraf

Dit rapport beschrijft de resultaten van het project “Omslagpunten in het functioneren van aquatische ecosystemen?”. Met dit project is getracht bewijzen te vinden voor het bestaan van ‘omslagpunten’ en ‘alternatieve stabiele toestanden’ in beken, rivieren, kanalen en sloten. Inzicht in omslagpunten kan antwoord geven op de vraag hoe ver aan de ‘knop’ gedraaid moet worden om een ecosysteem terug te brengen naar zijn oorspronkelijke ‘natuurlijke’ staat en wat een aquatisch ecosysteem kan verdragen voordat het ‘omslaat’. In eerste instantie is getracht aanwijzingen te vinden voor het bestaan van ‘omslagpunten’ in aquatische ecosystemen door middel van het analyseren van langjarige datareeksen (meer dan 5 jaar) van macrofauna en milieuvariabelen voor verschillende watertypen. Aangezien op basis van velddata geen definitieve conclusies konden worden getrokken ten aanzien van het bestaan van ‘omslagpunten’, zullen in de toekomst gecontroleerde (veld)experimenten moeten worden uitgevoerd om meer inzicht te krijgen in de mechanismen die ten grondslag liggen aan veranderingen in het functioneren van aquatische ecosystemen. Deze kennis over het functioneren van ecosystemen is niet alleen vanuit wetenschappelijk oogpunt interessant, maar kan ook een essentiële rol spelen in het denken over het beheer van ecosystemen. Hierbij kan worden gedacht aan het voorspellen van de effecten van herstelmaatregelen en het optimaliseren van de normstelling. Het project is uitgevoerd binnen het programma voor Strategische Expertise Ontwikkeling van Alterra. De uitvoering van deze studie was niet mogelijk geweest zonder de vele data die zijn aangeleverd door verschillende waterbeheerders in Nederland. Dank gaat uit naar iedereen die zich voor dit onderzoek heeft ingezet

Samenvatting

Kennis over veranderingen in het functioneren van ecosystemen kan belangrijke consequenties hebben voor de wijze van denken over het beheer van ecosystemen. De vertaalslag tussen de theorie betreffende ‘alternatieve stabiele toestanden’ en de veldsituatie is daarom zeer belangrijk (Scheffer & Carpenter, 2003). De theorie dat ecosystemen plotseling kunnen overgaan (‘omslaan’) van de ene stabiele toestand naar de andere is in eerste instantie gebaseerd op theoretische modellen (Holling, 1973; May, 1977). Studies waarin met behulp van velddata is getracht ‘alternatieve stabiele toestanden’ aan te tonen waren voornamelijk gericht op mariene ecosystemen en meren. Aquatische ecosystemen systemen zoals sloten, kanalen, beken en rivieren welke in Nederland een groot deel uit maken van het totale oppervlaktewater blijven in deze onderzoeken onderbelicht.

Het doel van dit onderzoek is aanwijzingen te vinden voor het bestaan van ‘omslagpunten’ in de toestand van aquatische ecosystemen in Nederland aan de hand van bestaande langjarige meetreeksen.

Om inzicht te krijgen in veranderingen binnen levensgemeenschappen wordt over het algemeen gebruik gemaakt van multivariate analyse technieken. Veel gebruikte programma’s hiervoor zijn o.a. FLEXCLUS en CANOCO. Deze manier van analyseren van gegevens is echter vrij tijdrovend. Gezien de grote hoeveelheid data die is verzameld gedurende deze studie, is gezocht naar een nieuwe methode om snel een eerste indruk te krijgen van mogelijke abrupte veranderingen in de soortensamenstelling binnen een tijdreeks. Daarnaast is een methode opgesteld om objectief te kunnen vaststellen of een abrupte verandering in de samenstelling van de levensgemeenschap is opgetreden. Uiteindelijk zijn macrofauna gegevens van 31 locaties geanalyseerd met behulp van de ontwikkelde methodieken. Op locaties waar abrupte veranderingen in de samenstelling van de levensgemeenschap zijn geconstateerd, zijn tevens de temporele veranderingen in de milieuomstandigheden onderzocht.

Op slechts zeven van de in totaal 31 onderzochte locaties bleek sprake te zijn geweest van een abrupte verandering in de samenstelling van de levensgemeenschap. Van deze zeven locaties is op vier locaties duidelijk geen sprake geweest van een ‘omslag’. De veranderingen in de taxasamenstelling op deze locaties zijn duidelijk veroorzaakt door abrupte veranderingen in milieuomstandigheden, in de vorm van een afname van de organische belasting. Uiteindelijk heeft op slechts drie van de 31 locaties mogelijk een ‘omslag’ plaatsgevonden, maar de gegevens versterkten eerder het vermoeden van het tegendeel.

Op basis van de resultaten is het volgende geconcludeerd:

- (1) Het is niet mogelijk om op basis van velddata definitieve uitspraken te doen over het optreden van ‘omslagpunten’ in de onderzochte aquatische ecosystemen. Reden hiervoor is dat een aantal milieuv variabelen sturend voor de samenstelling van de macrofauna levensgemeenschap, zoals stroming, permanentie en piekafvoeren, niet of onvoldoende zijn gemeten op de onderzochte locaties. De resultaten van deze studie sluiten niet uit dat ‘omslagen’ kunnen optreden, maar maken het optreden van ‘omslagpunten’ ook niet erg aannemelijk.
- (2) Ingrepen gericht op het terugdringen van organische belasting hebben over het algemeen abrupte veranderingen in de samenstelling van de levensgemeenschap tot gevolg (in positieve zin).
- (3) Geleidelijke veranderingen in de samenstelling van de macrofauna levensgemeenschap weerspiegelden niet alleen veranderingen in milieuomstandigheden maar tevens veranderingen in de wijze van bemonsteren, uitzoeken en determineren.

In de toekomst is het belangrijk dat continue debiet- en zuurstofmetingen worden opgenomen in de monitoringprogramma’s voor beken. Beide zijn onmisbaar voor de verklaring van veranderingen in de samenstelling van de macrofauna levensgemeenschap. In sloten zouden om dezelfde reden waterstanden moeten worden gemeten om te kunnen vaststellen wanneer droogval optreedt. Tevens is het van belang dat monitoring consequent wordt uitgevoerd. Om uitsluitsel te krijgen over het al of niet optreden van ‘omslagen’ in sloten, kanalen, rivieren en beken zal veldexperimenteel- en laboratoriumonderzoek moeten worden opgezet. Doordat in deze studie niet veel aanknopingspunten zijn gevonden voor het bestaan van ‘omslagpunten’ in de onderzochte aquatische ecosystemen, is geen informatie beschikbaar met betrekking tot de milieuomstandigheden waaronder ‘omslagpunten’ eventueel zouden kunnen optreden. Het ontbreken van deze informatie bemoeilijkt de opzet van (veld)experimenten. Het is daarom raadzaam situaties waarin ‘omslagpunten’ of ‘alternatieve stabiele toestanden’ zijn geconstateerd nader te analyseren alvorens te starten met (veld)experimenten.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Aquatisch ecologisch onderzoek richt zich voornamelijk op veranderingen in het ecosysteem functioneren als gevolg van antropogene beïnvloeding. Momenteel staat vooral het onderzoek naar veranderingen in het functioneren van ecosystemen als gevolg van klimaatsverandering in de belangstelling (Schindler, 2001; Arnott *et al.*, 2003). Centraal hierin staat de discussie of de afname van het aantal soorten de belangrijkste oorzaak is van veranderingen in het functioneren van ecosystemen of dat de veranderingen het gevolg zijn van functionele vervanging van een soort(groep) (Loreau *et al.*, 2001). Veranderingen in biodiversiteit en functionele veranderingen kunnen de veerkracht van een ecosysteem zodanig aantasten dat schijnbaar plotselinge veranderingen kunnen optreden in ecosystemen.

In theorie kan een levensgemeenschap op verschillende wijzen reageren op veranderingen in milieuomstandigheden (tabel 1.1): (1) abrupte veranderingen in milieuomstandigheden kunnen abrupte veranderingen in de samenstelling van een levensgemeenschap tot gevolg hebben, (2) geleidelijke veranderingen in milieuomstandigheden kunnen leiden tot abrupte veranderingen in de samenstelling van de levensgemeenschap, (3) een levensgemeenschap kan zich geleidelijk aanpassen aan abrupte veranderingen in milieuomstandigheden en (4) een levensgemeenschap kan zich geleidelijk aanpassen aan geleidelijke veranderingen in milieuomstandigheden.

Tabel 1.1 Overzicht van de verschillende wijzen waarop een levensgemeenschap kan reageren op veranderingen in milieuomstandigheden

verandering		Milieuvariabelen (abiotiek)	
		Abrupt	Geleidelijk
Levensgemeenschap (taxasamenstelling)	Abrupt	'parallel' (1) (alternatieve stabiele toestanden)	'omslag' (2) (alternatieve stabiele toestanden)
	Geleidelijk	'aanpassing' (3)	'parallel' (4)

De theorie suggereert dat abrupte veranderingen zoals beschreven onder punt 2 toegeschreven kunnen worden toegewezen aan 'alternatieve stabiele toestanden' (Scheffer & Carpenter, 2003). Een omslag naar een (alternatieve) toestand vindt plaats bij een bepaalde grenswaarde. Om vervolgens weer in de oude toestand terecht te komen moet vaak een waarde ver voor de grenswaarde van de initiële omslag worden bereikt. Dit wijst erop dat bij bepaalde milieuomstandigheden twee verschillende toestanden ('alternatieve stabiele toestanden') kunnen bestaan (Scheffer *et al.*, 2001). Wanneer veranderingen optreden in de toestand van een ecosysteem kan

dit veroorzaakt zijn door abrupte veranderingen in milieuv variabelen, zoals extreme weersomstandigheden of een plotselinge uitbraak van een ziekte. Normaal gesproken zou het ecosysteem daarna weer terugvallen in dezelfde toestand als in de beginsituatie, maar in het geval van het bestaan van 'alternatieve stabiele toestanden' is er ook de kans dat het ecosysteem in de veranderde toestand blijft wanneer de abrupte verandering 'sterk' genoeg is geweest (Scheffer *et al.*, 2001). Het idee bestaat dat deze 'omslagen' naar een 'alternatieve stabiele toestand' worden veroorzaakt door een verlies aan veerkracht van het ecosysteem. Door dit verlies aan veerkracht is het systeem vatbaarder voor stochastische gebeurtenissen en slaat daarom makkelijker om naar een 'alternatieve stabiele toestand' (Scheffer *et al.*, 2001).

Kennis over veranderingen in het functioneren van ecosystemen kan belangrijke consequenties hebben voor de wijze van denken over het beheer van ecosystemen. De vertaalslag tussen de theorie betreffende 'alternatieve stabiele toestanden' en de veldsituatie is daarom zeer belangrijk (Scheffer & Carpenter, 2003). De theorie dat ecosystemen plotseling kunnen overgaan van de ene stabiele toestand naar de andere is in eerste instantie gebaseerd op theoretische modellen (Holling, 1973; May, 1977). Studies waarin met behulp van velddata is getracht 'alternatieve stabiele toestanden' aan te tonen waren voornamelijk gericht op mariene ecosystemen en meren (bijlage 1). Aquatische ecosystemen systemen zoals sloten, kanalen, beken en rivieren welke in Nederland een groot deel uit maken van het totale oppervlaktewater blijven in deze onderzoeken onderbelicht.

1.2 Doelstelling

Het doel van dit onderzoek is aanwijzingen te vinden voor het bestaan van 'omslagpunten' in de toestand van aquatische ecosystemen in Nederland aan de hand van bestaande langjarige meetreeksen.

Hoewel velddata geen uitsluitsel kunnen geven over het bestaan van omslagpunten kunnen ze wel sterke aanwijzingen geven hiervoor. Indien aanwijzingen voor omslagpunten worden gevonden, kan met behulp van deze informatie in de toekomst veldexperimenteel- en laboratoriumonderzoek worden opgezet om de bevindingen te toetsen. De resultaten van het project kunnen dan uiteindelijk geïmplementeerd worden in het Nederlandse beleid ten behoeve van het optimaliseren van de normstelling en het opzetten van herstelprojecten in aquatische ecosystemen.

1.3 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 is de ontwikkeling van twee methodieken besproken en de wijze waarop deze methodieken zijn toegepast om de macrofauna tijdreeksen te analyseren. In hoofdstuk 3 zijn de resultaten van de analyses per locatie besproken. In hoofdstuk 4 zijn de resultaten bediscussieerd, conclusies getrokken en aanbevelingen gedaan met het oog op toekomstig onderzoek.

2 Materiaal en methoden

2.1 Verzameling en bewerking van de gegevens

2.1.1 Verzamelen gegevens

Om het bestaan van ‘omslagpunten’ in aquatische ecosystemen aan te tonen zijn tijdreeksen verzameld van locaties waar jaarlijks zowel biologische als fysisch-chemische metingen zijn verricht. Voor dit onderzoek is aan alle waterbeheerders in Nederland, die kwaliteitsmetingen verrichten, gevraagd data aan te leveren.

De tijdreeksen moesten aan de volgende criteria voldoen:

- de locatie is minimaal vijf jaar aaneengesloten bemonsterd;
- de locatie is minimaal jaarlijks bemonsterd met een zoveel mogelijk gestandaardiseerde methode;
- van de locatie zijn zowel biologische als fysisch-chemische gegevens beschikbaar.

De tijdreeksen van de verschillende locaties kwamen voor het merendeel voort uit vaste meetnetten of specifieke monitoringsprojecten. Per waterschap (bijlage 3) en per watertype (bijlage 2) is een overzicht gemaakt van de data die beschikbaar waren.

2.1.2 Voorbewerking biologische gegevens

Alvorens de gegevens te kunnen analyseren was standaardisatie van de gegevens noodzakelijk. Allereerst zijn de abundanties van de taxa per locatie gestandaardiseerd naar een vergelijkbare eenheid. Per locatie zijn de soortenlijsten taxonomisch op elkaar afgestemd. Verschillen in determinatieniveau kunnen anders in een later stadium oorzaak blijken te zijn van verschillen tussen jaren. Hiertoe zijn de taxa in de gegevensbestanden eerst op taxonomische volgorde gezet. De oude namen zijn vervangen door de op dit moment gangbare namen. Kwamen zowel oude als nieuwe naam of synoniem voor, dan zijn de abundanties bij elkaar opgeteld. Voor ieder taxon is verder berekend in hoeveel van de monsters en met hoeveel individuen het voorkwam. Deze frequenties en abundanties hebben de beslissingen ondersteund, die genomen zijn bij de taxonomische afstemming. Voor de taxonomische afstemming zijn de volgende criteria gehanteerd:

- afstemming heeft plaatsgevonden op een zo laag mogelijk niveau, bij voorkeur op soortsniveau;
- indien een klasse, orde, familie of genus op een paar uitzonderingen na was uitgedetermineerd tot een lager niveau, is het hogere niveau verwijderd en het lagere niveau gehandhaafd;
- indien de frequentie waarmee het hogere niveau voorkwam echter meer dan 10% van de frequenties van de onderliggende taxa gezamenlijk was, dan is het lagere niveau omgezet naar het hogere niveau;

- het 10%-criterium was geen 'harde grens'. Bij grensgevallen is gekeken naar de indicatieve waarde van de onderliggende families, genera en soorten. Verschillen de onderliggende taxa nauwelijks van elkaar qua ecologie (verschillen in habitatvoorkeur, voedingsgroep, enz) dan is gekozen voor het hogere niveau. Indien het hogere niveau al een zeer indicatieve waarde had en de taxa van het onderliggende niveau nauwelijks van elkaar verschillen qua ecologie is gekozen voor het hogere niveau;
- alle mannetjes, vrouwtjes, poppen, larven, juvenielen en nymfen, zijn samengevoegd onder de soort met de volgende uitzondering: bij kevers en wantsen zijn de volwassen dieren samengevoegd en vormen de larven respectievelijk nymfen een aparte groep, omdat deze een andere ecologie kunnen hebben. Vaak zijn de dieren als nymfe nog niet te determineren en is daarom de naam van het genus toegekend. Het kan dan voorkomen dat alle nymfen onder het genus geschaard zijn (met nymfe als toevoeging) en alle volwassen dieren als aparte soorten zijn opgenomen;
- alle taxa waarin de aanduiding conform voorkomt, zijn samengevoegd met de soort of het genus waarop het betrekking heeft;
- voor soorten en groepen/aggregaten zijn dezelfde criteria gehanteerd als voor de keuze tussen genus en soort. Is de frequentie waarin de groep was gegeven meer dan een tiende deel van de totale frequentie van de onderliggende soorten dan zijn de soorten onder de groep geschaard;
- terrestrische dieren zijn uit het gegevensbestand verwijderd.

Tot slot zijn de abundanties van de macrofauna, fytoplankton, zoöplankton en diatomeeën $\log_2(x+1)$ getransformeerd, wat overeenkomt met een omzetting naar Prestonklassen (Verdonschot 1990b). Transformatie is noodzakelijk: (1) om scheve verdelingen te vermijden en (2) omdat ecologisch gezien het relatieve verschil tussen 1 en 6 exemplaren van groter belang is dan het verschil tussen 101 en 106 exemplaren.

De verzamelde gegevens met betrekking tot de abundantie van macrofyten zijn in de verzamelde bestanden weergegeven op basis van de Tansley-schaal. De Tansley-schaal is een indeling naar bedekkingspercentage in klassen. Aangezien een indeling in klassen een vorm van transformatie is, zijn de abundanties van de macrofyten niet verder getransformeerd. Wetterskip Fryslân heeft de gegevens van diatomeeën en fytoplankton samen in één bestand aangeleverd. Aangezien het aantal diatomeeën binnen deze reeksen laag was, zijn deze samen met het fytoplankton geanalyseerd.

2.2 Analyses

De analyses die gedurende het onderzoek zijn uitgevoerd kunnen worden onderverdeeld in twee afzonderlijke stappen. De eerste stap betrof de ontwikkeling van een efficiënte en snelle methode om te kunnen vaststellen of er mogelijk sprake is geweest van een abrupte verandering in de samenstelling van een levensgemeenschap. Deze eerste stap wordt beschreven in paragraaf 2.2.1. De tweede stap wordt beschreven in paragraaf 2.2.2 en omvat de daadwerkelijke analyse

van de langjarige meetreeksen aan de hand van de in paragraaf 2.2.1 beschreven methode.

2.2.1 Methodiek ontwikkeling

Om inzicht te krijgen in veranderingen binnen levensgemeenschappen wordt over het algemeen gebruik gemaakt van multivariate analyse technieken. Veel gebruikte programma's hiervoor zijn o.a. FLEXCLUS en CANOCO. Deze manier van analyseren van gegevens is echter vrij tijdrovend. Gezien de grote hoeveelheid data die is verzameld gedurende deze studie (bijlage 2), is gezocht naar een nieuwe methode om snel een eerste indruk te krijgen van mogelijke abrupte veranderingen in de soortensamenstelling binnen een tijdreeks. Hiervoor is gebruik gemaakt van het programma MVSP - Multi Variate Statistical Package (Kovach, 1999).

Met MVSP kan een PCO (Principal Coordinates Analysis) worden uitgevoerd. Een PCO kan worden gezien als een meer algemene vorm van PCA (Principal Components Analysis). Een PCO kan worden gebaseerd op verschillende maten/indices voor afstand of similariteit. Een matrix met de afstanden/similariteit tussen de verschillende monsters wordt vervolgens omgezet naar eigenwaarden en vectoren. Deze kunnen vervolgens direct worden weergegeven in een diagram. Met het programma MVSP kunnen verschillende indices worden berekend (tabel 2.1).

Tabel 2.1 Verschillende indices te berekenen met het programma MVSP (Kovach, 1999)

soort index	Index
afstandsmaat	Bray Curtis, Chord, Squared chord, Euclidean, Standardized Euclidean, Squared Euclidean, Average, Canberra metric, Chi-square, Cosine theta, Manhattan metric, Mean character
similariteitsindex	Gower general similarity coefficient, Modified Morisita's coefficient, Percent similarity coefficient, Spearman rank order correlation coefficient, Pearson product moment correlation coefficient

Aan de hand van een aantal tijdreeksen is getest welke van de indices (tabel 2.1) het meest geschikt zou zijn om veranderingen in de taxasamenstelling tussen jaren weer te geven. Per organismegroep (fytoplankton incl. diatomeeën, macrofyten, zoöplankton, macrofauna) is vervolgens een selectie gemaakt van twee of drie indices. De wijze waarop de indices zijn getest en geselecteerd is hierna beschreven.

Wijze van index selectie

Om te bepalen welke index het beste bruikbaar zou zijn voor een eerste analyse van de tijdreeksen is een vergelijking gemaakt met de resultaten van de meer klassieke methoden van clustering (FLEXCLUS) en ordinatie (CANOCO).

Per organismegroep zijn tijdreeksen van drie locaties geanalyseerd. De reeksen zijn per index (tabel 2.1) met drie verschillende methoden geanalyseerd:

1. PCO;
2. Clustering, waarbij de resultaten zijn uitgezet in een dendrogram;
3. Clustering, waarbij de berekende indexwaarden van twee monsters (y-as), elk uit een verschillend cluster, zijn uitgezet tegen alle andere monsters (x-as).

De locaties/tijdreeksen zijn (per organismegroep) geselecteerd op basis van criteria gerelateerd aan:

1. de lengte van de reeks;
2. het waterschap en het watertype;
3. de groepering van monsters als resultaat van clustering en ordinatie .

ad 1. Eerst is per organismegroep de langste tijdreeks geselecteerd. Indien er meerdere reeksen waren van dezelfde lengte waren is hieruit random een reeks gekozen.

ad 2. Als tweede reeks is de op één na langste reeks geselecteerd. De betreffende locatie moest wel behoren tot een ander waterschap en een ander watertype dan de eerste locatie. De derde reeks was wederom de volgende langste reeks, maar dan ook weer van een ander waterschap en eventueel een ander watertype. De keuze voor reeksen van verschillende waterschappen en watertypen is gemaakt, om zo veel mogelijk variatie in data mee te nemen. De keuze voor de meest indicatieve index is op deze manier zo objectief mogelijk gemaakt.

ad 3. Bij het ontbreken van een groepering van monsters voor de eerste reeks, is vervolgens een nieuwe reeks gekozen aan de hand van de eerste twee criteria. De groepering van monsters is gebaseerd op twee analyses: (1) een Deterended Correspondence Analysis (DCA) uitgevoerd met het programma CANOCO for Windows versie 4.5 (Ter Braak & Šmilauer, 2002) en (2) een clustering uitgevoerd met het programma FLEXCLUS (Van Tongeren, 1986). Bij beide methoden is gebruik gemaakt van de optie 'downweighting of rare species'. Wanneer bij deze analyses een groepering van monsters (de verschillende jaren) te zien was, is deze reeks uitgekozen om met behulp van MVSP nader te analyseren. Een groepering van monsterpunten was nodig om de resultaten van de verschillende indices in MVSP te kunnen verifiëren.

De geselecteerde reeksen zijn met alle indices (tabel 2.1) en volgens de drie verschillende methoden geanalyseerd. Vervolgens is gekeken of de groepering van de monsters op basis van de verschillende analyses in MVSP overeenkwam met de groepering van de monsters op basis van clustering en ordinatie. Hiertoe zijn per index en per methode scores toegekend voor de mate van overeenkomst met de DCA/FLEXCLUS groepering. Bijvoorbeeld: in het geval van een indeling in groepen waarbij vier monsters opeens in groep 2 zijn geplaatst in plaats van in groep 1, scoort deze index $(x-4)/x$, waarbij x het totale aantal monsters is. Verdere uitleg met betrekking tot het bepalen van de mate van overeenkomst wordt onder het kopje 'uitwerking voorbeeld index selectie' gegeven. Per index en per methode zijn de scores uitgezet in een matrix en is er een totale score voor iedere index berekend (tabel 2.2). Voor elke datareeks zijn deze totaal scores per index berekend.

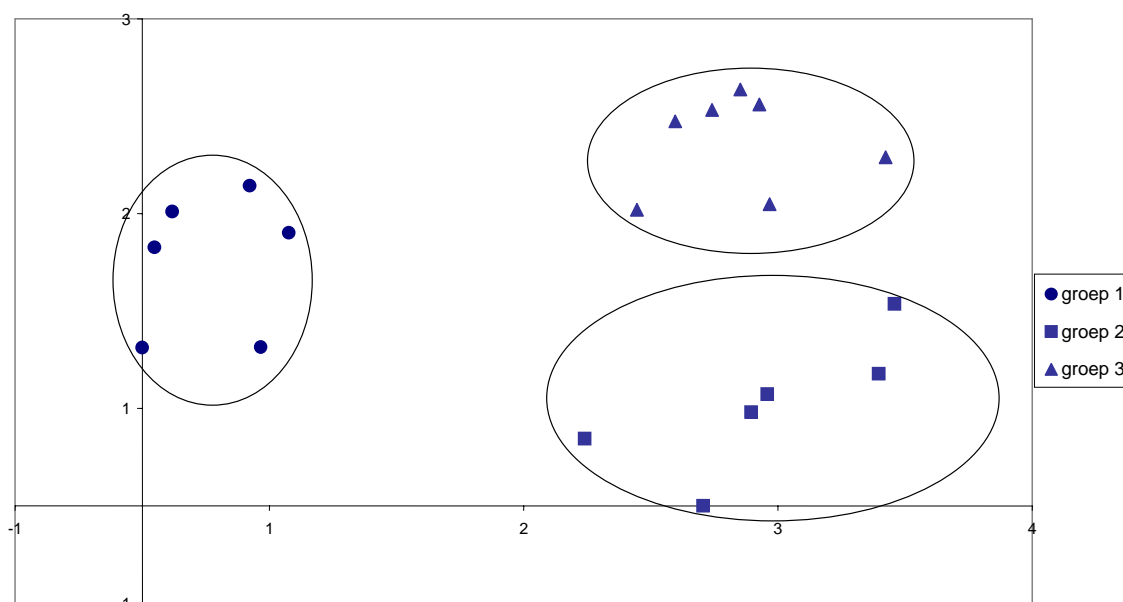
Vervolgens zijn de totaal scores van de drie reeksen bij elkaar opgeteld (per organismegroep). De indices met de drie hoogste totaal scores (van de drie datareeksen opgeteld) zijn vervolgens uitgekozen om voor de betreffende organismegroep gebruikt te worden voor een verkennende analyse naar abrupte veranderingen in de samenstelling van de levensgemeenschap. De indices met de drie hoogste totaal scores moeten daarbij echter ook tot de drie hoogst scorende indices behoren bij elk van de drie apart geanalyseerde datareeksen. Indien dit niet het geval was, is gekozen voor de twee hoogst scorende indices bij alle reeksen in totaal en per datareeks. Tot slot is voor de geselecteerde indices bepaald welke methode de beste resultaten gaf.

Tabel 2.2 Voorbeeld van een matrix met scores

methode→ index ↓	PCO	clustering: dendrogram	clustering: x en y-as	totaal score
% similarity	0.8	0.9	1	2.7
pearson coefficient	1.0	1.0	0.5	2.5
etc.				

Uitwerking voorbeeld index selectie

Om een duidelijker beeld te krijgen van de wijze waarop de indices zijn geselecteerd is de procedure voor de locatie “Moerspuije watergang” als voorbeeld uitgewerkt. Met de macrofauna gegevens van deze locatie is eerst een ordinarie uitgevoerd, gevolgd door een clustering. Het DCA ordinariediaagram (figuur 2.1) en de resultaten van de clustering (bijlage 4) lieten een duidelijke groepering van monsters zien. De tijdreeks bleek te kunnen worden opgedeeld in drie groepen (tabel 2.3).



Figuur 2.1 DCA ordinariediaagram van de locatie Moerspuije watergang

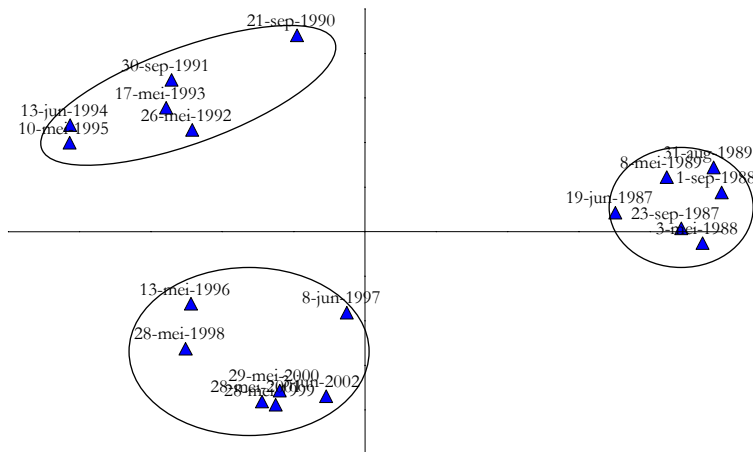
Tabel 2.3 Groepering van monsters op basis van ordinatie en clustering voor de locatie Moerspuije watergang

groep	nummers	jaren
1	1 t/m 6	1987 t/m 1989 voorjaar en najaar
2	7 t/m 12	1990+1991 najaar en 1992 t/m 1995 voorjaar
3	13 t/m 19	1996 t/m 2002 voorjaar

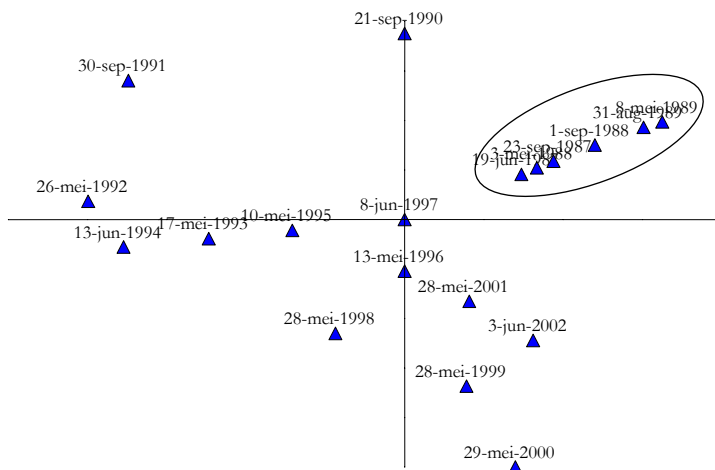
Vervolgens is met behulp van het programma MVSP per index volgens de drie verschillende methoden bekeken in hoeverre de groepering van de monsters overeenkwam met bovengenoemde indeling (tabel 2.3).

1. Principal Coordinates Analysis

- De groepering gebaseerd op de index ‘Cosine theta’ (figuur 2.2) kwam volledig overeen met de DCA/FLEXCLUS groepering (score = 1).
- De index ‘Squared Euclidian’ (figuur 2.3) onderscheidde groep 1 (omcirkeld) als een aparte groep, maar groep 2 en 3 gingen geleidelijk in elkaar over. Slechts 6 (groep 1) van de 19 monsters zijn in de “juiste” groep geplaatst (score = $6/19 = 0.32$).

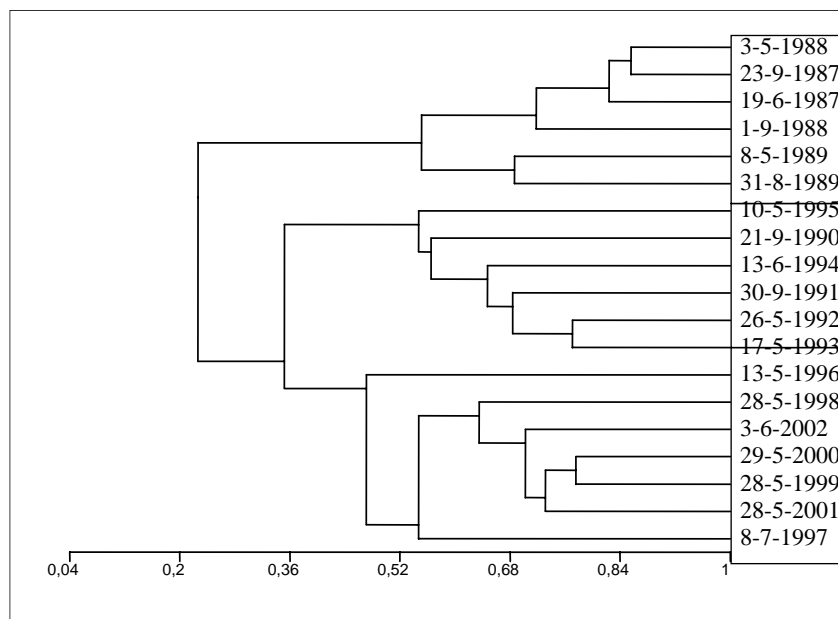


Figuur 2.2 PCO diagram van de locatie Moerspuije watergang op basis van de index ‘Cosine theta’

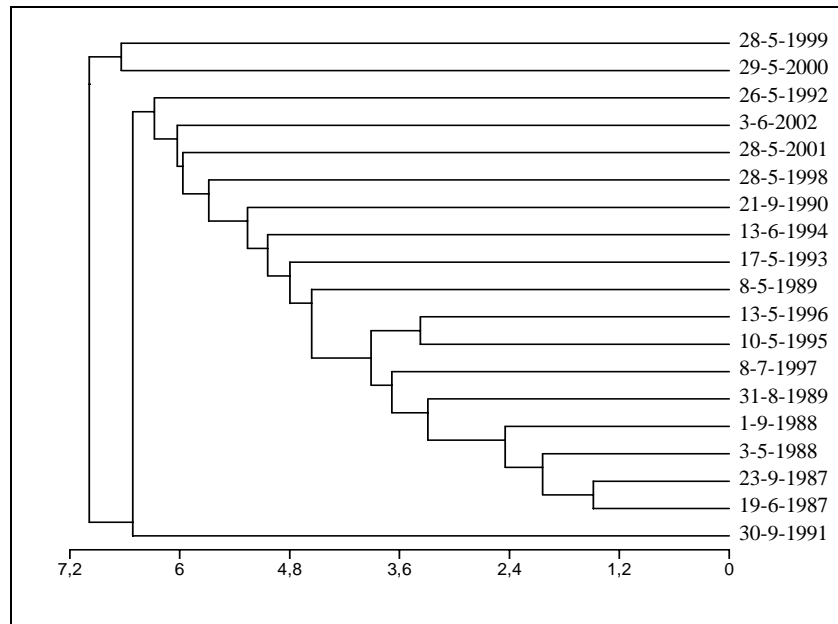


Figuur 2.3 PCO diagram van de locatie Moerspuise watergang op basis van de index 'Squared Euclidian'

2. Clustering, waarbij de resultaten zijn uitgezet in een dendrogram
 - a. De groepering op basis van de 'Modified Morisita coefficient' (figuur 2.4) kwam volledig overeen met de DCA/FLEXCLUS groepering (score = 1).
 - b. De index 'Chi-squared' (figuur 2.5) liet helemaal geen indeling in groepen zien (score = 0).



Figuur 2.4 Dendrogram van de locatie Moerspuise watergang op basis van de index 'Modified Morisita's coefficient'

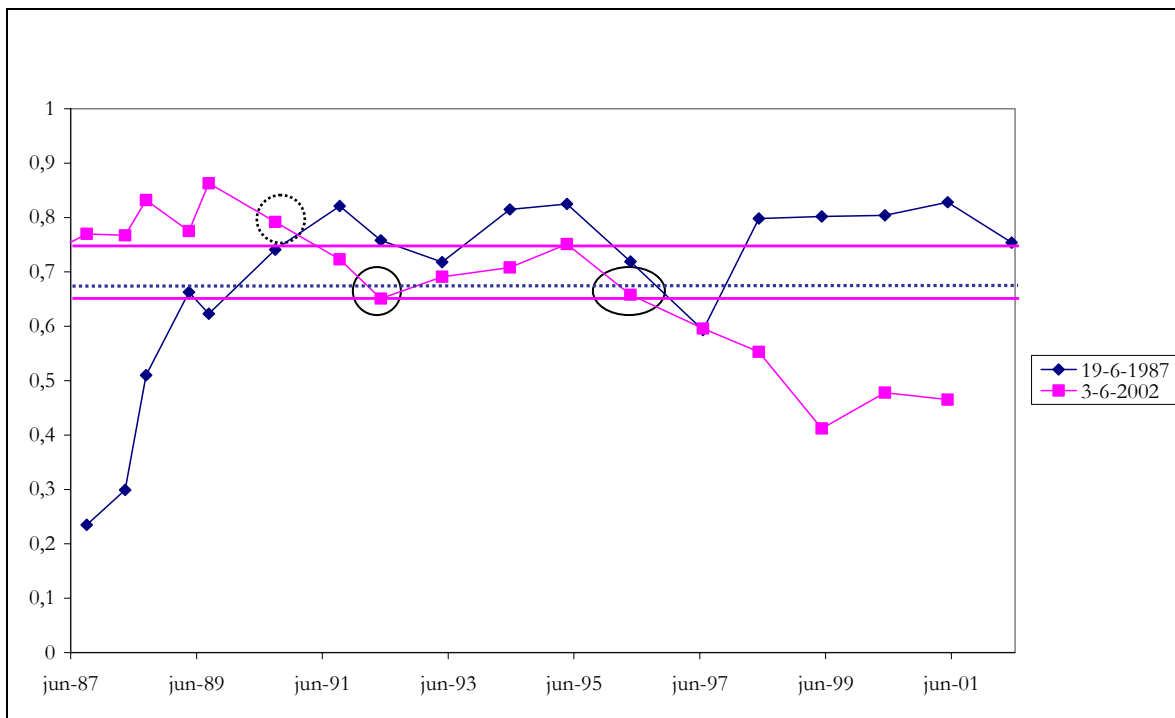


Figuur 2.5 Dendrogram van de locatie Moerspuipe watergang op basis van de index 'Chi-squared'

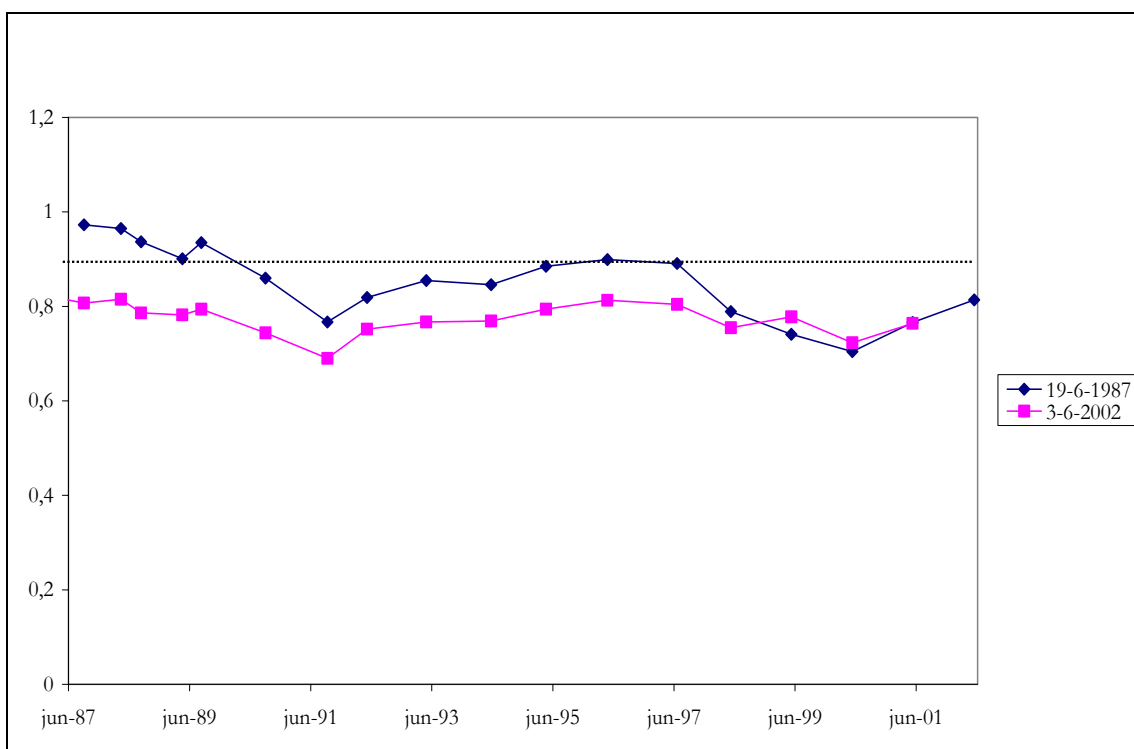
3. Clustering, waarbij de berekende indexwaarden per monster (y-as) zijn uitgezet tegen alle andere monsters (x-as).

Als referentiemonsters is gekozen voor één monster uit groep 1 ('19-6-1987') en één uit groep 3 ('3-6-2002'). Van deze twee monsters zijn de berekende indexwaarden (similarity of distance) ten opzichte van de andere monsters uitgezet. De monsters zijn in groepen in te delen op basis van de waarde op de y-as.

- a. De index 'Bray Curtis' (figuur 2.6) vertoonde voor het monster uit het jaar 1987 slechts een indeling in 2 groepen (m.b.v. stippellijn), waarbij groep 1 (6 monsters; tabel 2.3) zich afscheidde van de rest (score = 6/19). Het monster van 2002 liet een driedeling zien (m.b.v. doorgetrokken lijnen), waarbij één punt (gestippelde cirkel), 1990, in de verkeerde groep viel en sprake was van twee grensgevallen (gesloten cirkels): 1992 en 1996. Hier zijn dus 18 van de 19 monsters goed ingedeeld (score = 18/19). De grensgevallen zijn ook terug te vinden in de FLEXCLUS tabel (bijlage 4, nummer 13 en 9) als grensgevallen. Totale score voor deze index met de gebruikte methode is: $((18+6) / (2*19)) = 0.63$;
- b. De 'Gower general similarity coefficient' (figuur 2.7) liet alleen bij vergelijking met het monster uit het jaar 1987 een zwakke afsplitsing (m.b.v. gestippelde lijn) zien van groep 1 (tabel 2.3) van de rest (score = 6/19). Het monster uit 2002 liet geen enkele scheiding in groepen zien (score = 0). De totale score voor deze index met deze methode is: $((6+0)/(2*19)) = 0.16$.



Figuur 2.6 Clustering op x- en y-as van de locatie Moerspuise watergang op basis van de index 'Bray Curtis'



Figuur 2.7 Clustering op x- en y-as van de locatie Moerspuise watergang op basis van de 'Gower general similarity coefficient'

Met de drie verschillende methoden zijn voor alle indices scores berekend (tabel 2.4). De groeperingen op basis van 'Bray Curtis', 'Cosine theta' en de 'Squared Chord'

kwamen voor deze datareeks het meest overeen met de DCA/FLEXCLUS groepering.

Tabel 2.4 Score matrix voor de macrofauna monsters van de locatie Moerspui watergang

index	PCO	dendrogram	clustering x/y-as	totale score
% similarity	0,00	0,95	0,66	1,61
Pearson coefficient	0,00	1,00	0,34	1,34
Bray Curtis	1,00	0,95	0,63	2,58
Gower	0,32	0,32	0,16	0,79
Chord	0,84	0,84	0,47	2,16
Squared Chord	0,84	0,84	0,63	2,32
Standardized Euclidian	0,32	0,00	0,16	0,47
Euclidian	1,00	0,63	0,34	1,97
Squared Euclidian	0,32	0,84	0,89	2,05
Average distance	1,00	0,32	0,95	2,26
Canberra	0,84	0,32	0,32	1,47
Chi-squared	0,84	0,00	0,32	1,16
Cosine theta	1,00	1,00	0,34	2,34
Manhattan	0,32	0,32	0,61	1,24
Mean Character distance	0,32	0,58	0,32	1,21
Modified Morisita's	0,00	1,00	0,34	1,34
Spearman	0,00	0,89	0,34	1,24

Resultaten index selectie

Voor de macrofauna en de macrofyten reeksen (bijlage 5, tabel 5.1 en 5.3) scoorden de indices 'Bray Curtis' en 'Cosine theta' het hoogst voor elke datareeks apart en voor het totaal van de drie reeksen samen. Voor de fytoplankton/diatomeeën reeksen (bijlage 5, tabel 5.2) waren dit de indices 'Bray Curtis', 'Euclidian' en 'Squared Euclidian'. De zoöplankton datareeksen bleken het best geanalyseerd te kunnen worden met de 'Bray Curtis' en de 'Euclidian' index (bijlage 5, tabel 5.4).

Voor de methoden gold dat de methode clustering x/y-as in een aantal gevallen slecht scoorde (tabel 2.5, 2.6, 2.7 en 2.8). De verschillen in scores tussen de PCO methode en de dendrogram methode waren minimaal. Omdat een PCO diagram meer informatie geeft dan een dendrogram is besloten om voor de analyse van de tijdreeksen gebruik te maken van PCO analyses.

Tabel 2.5 Matrix met scores per methode en geselecteerde index voor analyse van de macrofauna gegevens

locatie	index	PCO	dendrogram	clustering x/y-as
Moerspui watergang	Bray Curtis	1.00	0.95	0.63
Moerspui watergang	Cosine Theta	1.00	1.00	0.34
Worm	Bray Curtis	1.00	1.00	1.00
Worm	Cosine Theta	0.97	1.00	0.98
Bovenslinge	Bray Curtis	0.94	1.00	0.64
Bovenslinge	Cosine Theta	0.94	0.94	0.56

Tabel 2.6 Matrix met scores per methode en geselecteerde index voor analyse van de macrofyten gegevens

locatie	index	PCO	dendrogram	clustering x/y-as
sloot 00907	Bray Curtis	1.00	0.91	1.00
sloot 00907	Cosine Theta	0.91	0.91	0.91
De Leijen	Bray Curtis	1.00	1.00	1.00
De Leijen	Cosine Theta	1.00	1.00	1.00
kanaal 202-00	Bray Curtis	1.00	1.00	0.56
kanaal 202-00	Cosine Theta	1.00	1.00	0.56

Tabel 2.7 Matrix met scores per methode en geselecteerde index voor analyse van de fytoplankton/diatomeeën gegevens

locatie	index	PCO	dendrogram	clustering x/y-as
sloot 00202	Bray Curtis	0.89	1.00	0.78
sloot 00202	Euclidian	0.89	1.00	0.78
sloot 00202	Squared Euclidian	0.89	1.00	0.78
kanaal 062-02	Bray Curtis	1.00	1.00	1.00
kanaal 062-02	Euclidian	0.90	1.00	1.00
kanaal 062-02	Squared Euclidian	0.90	1.00	1.00
De Leijen	Bray Curtis	0.95	0.95	0.40
De Leijen	Euclidian	0.95	0.71	0.50
De Leijen	Squared Euclidian	0.57	0.71	0.50

Tabel 2.8 Matrix met scores per methode en geselecteerde index voor analyse van de zoöplankton gegevens

locatie	index	PCO	dendrogram	clustering x/y-as
sloot 00907	Bray Curtis	1.00	0.91	1.00
sloot 00907	Cosine Theta	0.91	0.91	0.91
De Leijen	Bray Curtis	1.00	1.00	1.00
De Leijen	Cosine Theta	1.00	1.00	1.00
kanaal 202-00	Bray Curtis	1.00	1.00	0.56
kanaal 202-00	Cosine Theta	1.00	1.00	0.56

Discussie en conclusies index selectie

Per biologische groep zijn de drie (of twee) hoogst scorende indices geselecteerd om te gebruiken voor een eerste analyse van alle datareeksen. Indien er meerdere langjarige tijdreeksen van zoöplankton beschikbaar komen, wordt aangeraden om de procedure van index selectie te herhalen, aangezien gedurende deze studie:

- slechts van één waterschap en één watertype tijdreeksen van zoöplankton beschikbaar waren;
- maximaal 17 verschillende taxa voorkwamen in de monsters;
- slechts twee reeksen een goede groepering lieten zien en dus bruikbaar waren voor de procedure van index selectie.

Door de verschillende analyses in MVSP, CANOCO en FLEXCLUS is niet alleen een goede index/methode gevonden voor een eerste verkennende analyse, maar daarnaast is ook bewijs geleverd dat abrupte veranderingen in de samenstelling van levensgemeenschappen mogelijk kunnen optreden (figuur 2.1).

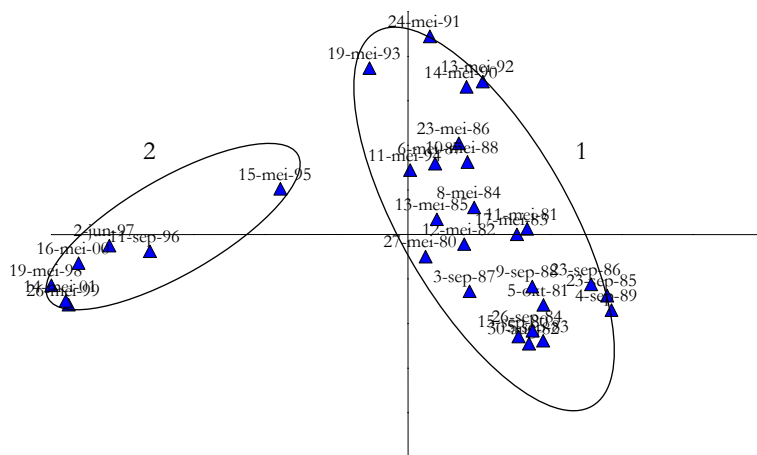
2.2.2 Tijdreeksanalyse

Ondanks de in paragraaf 2.2.1 ontwikkelde methode voor het uitvoeren van een snelle verkennende analyse was het niet mogelijk om alle data te analyseren. Daarom is ervoor gekozen de tijdreeksen van slechts één organismegroep te analyseren. De tijdreeksen van fytoplankton en diatomeeën zijn niet geanalyseerd, omdat de samenstelling van de fytoplankton en diatomeeën gemeenschap sterk afhangt van de periode waarin wordt bemonsterd. Een ogenschijnlijke oplossing voor dit probleem is om alleen monsters van dezelfde maand mee te nemen in de analyses, echter de samenstelling van de fytoplankton gemeenschap hangt sterk samen met de weersomstandigheden (temperatuur). Wanneer in het ene jaar eerder warm wordt dan in het andere jaar kan in dezelfde maand van verschillende jaren opeens de samenstelling van de levensgemeenschap compleet anders zijn zonder dat dit heeft te maken met de mate van menselijke beïnvloeding. Voor het zoöplankton geldt dat de samenstelling van de levensgemeenschap sterk afhangt van de samenstelling van fytoplankton gemeenschap, daarom is besloten niet te kiezen voor het analyseren van zoöplankton gegevens. De macrofyten tijdreeksen vielen af, omdat niet alle watertypen waren vertegenwoordigd en slechts een beperkt aantal waterschappen gegevens van macrofyten had aangeleverd (bijlage 3). Gekozen is voor de organismegroep macrofauna, omdat macrofauna gegevens beschikbaar waren voor elk watertype en de samenstelling van de macrofauna gemeenschap minder varieert tussen seizoenen dan de samenstelling van de fytoplankton en zoöplankton gemeenschap.

Naast de keuze voor het analyseren van alleen macrofauna gegevens is tevens een selectie uitgevoerd ten aanzien van het aantal te analyseren locaties. Belangrijkste voorwaarde voor de selectie van locaties was de beschikbaarheid van milieugegevens, indien milieugegevens voor een bepaalde periode ontbraken (waarvan wel biologische gegevens beschikbaar waren) is de betreffende locatie niet geselecteerd. Per watertype zijn wanneer mogelijk een aantal locaties geselecteerd van verschillende waterschappen. Per waterschap zijn de langste reeksen geselecteerd. Uit de gegevens van Waterschap Roer en Overmaas en Waterschap Peel en Maasvallei zijn niet per definitie de langste tijdreeksen geselecteerd. In overleg met een contactpersoon bij het waterschap is getracht punten te selecteren waar geen ingrepen hebben plaatsgevonden, maar waar sprake is geweest van een geleidelijke afname van de antropogene beïnvloeding. In bijlage 6 wordt een overzicht gegeven van de locaties waarvan de tijdreeksen zijn geselecteerd voor analyse. Na de selectie van de locaties zijn de tijdreeksen van de betreffende locaties geanalyseerd in drie stappen:

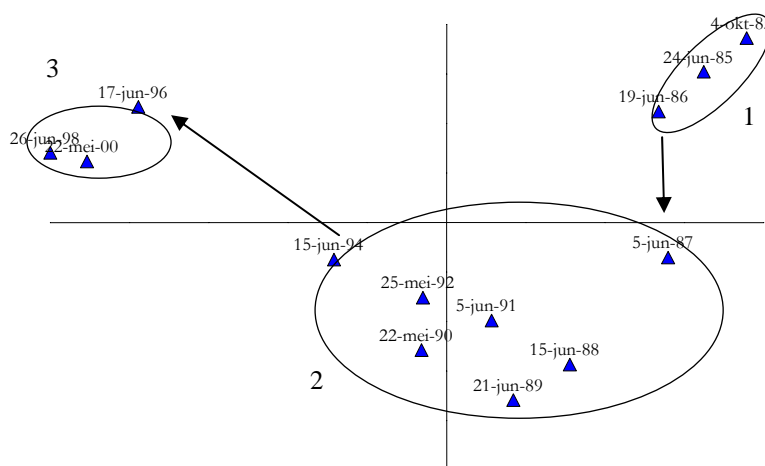
Stap 1 Om een snel te kunnen bepalen of er mogelijk sprake is geweest van een abrupte verandering in de samenstelling van de macrofauna gemeenschap op een locatie, is gebruik gemaakt van het programma MVSP - Multi Variate Statistical Package (Kovach, 1999). In MVSP is een PCO (principal coordinates) analyse uitgevoerd op basis van de indices 'Bray Curtis' en 'Cosine theta' (paragraaf 2.2.1). De resultaten van de PCO analyse op basis van de index 'Bray Curtis' en de index 'Cosine theta' zijn met elkaar vergeleken. Indien de twee indices een verschillend beeld gaven, is geconcludeerd dat de overeenkomst in de taxasamenstelling van de

monsters relatief hoog was en er geen sprake was van een abrupte verandering in taxasamenstelling. Wanneer monsters weinig van elkaar verschillen zijn de patronen namelijk minder duidelijk en zullen eerder verschillen optreden afhankelijk van de index. Indien beide PCO diagrammen hetzelfde beeld gaven, zijn de PCO diagrammen gescand op mogelijke abrupte veranderingen in de samenstelling van de levensgemeenschap. Een groepering van monsters zichtbaar in de PCO diagrammen wijst op een abrupte verandering. Figuur 2.8 geeft een voorbeeld van een abrupte verandering in de samenstelling van de macrofauna gemeenschap. De locaties waar sprake was van een groepering van monsters zijn verder geanalyseerd in stap 2. Wanneer een groepering van monsters werd geconstateerd, maar monsters van twee of meer tussenliggende jaren ontbraken, zijn deze locaties niet meegenomen in verdere analyses.

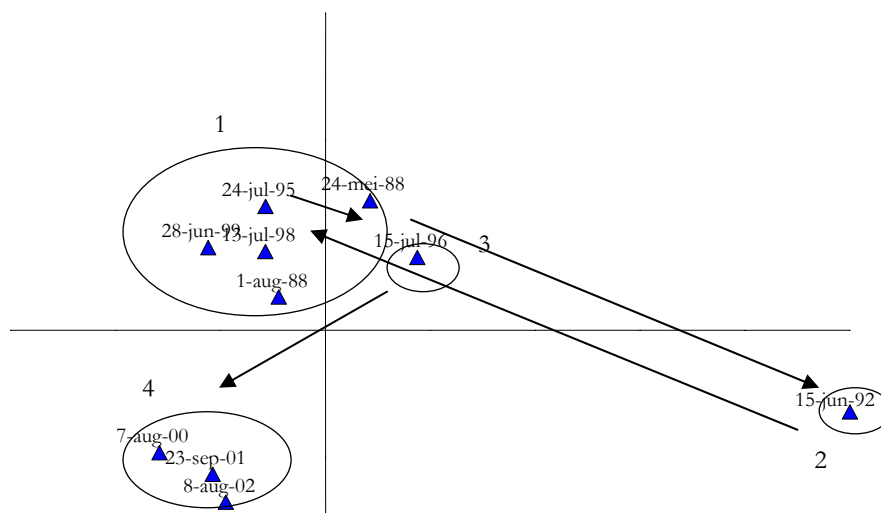


Figuur 2.8 Voorbeeld van een mogelijke abrupte verandering in de samenstelling van de macrofauna gemeenschap. PCO diagram (Bray Curtis) van de locatie ONIER200

Stap 2 De monsters zijn per locatie geclusterd met het programma FLEXCLUS. Het aantal resulterende clusters hangt af van de in het programma gekozen grenswaarde. De grenswaarde is zodanig gekozen dat de resultaten van de clustering zo goed mogelijk aansloten bij de groepering van de monsters op basis van de PCO resultaten. Vervolgens is bepaald of de resultaten van de clustering in combinatie met de PCO resultaten groepen/clusters lieten zien waarvan de monsters elkaar chronologisch opvolgden (figuur 2.9). Indien een groepering werd geconstateerd, maar een logische chronologische volgorde ontbrak (figuur 2.10), zijn de gegevens van de betreffende locatie niet verder geanalyseerd.



Figuur 2.9 Voorbeeld van een locatie waar de monsters van verschillende clusters elkaar chronologisch opvolgen. PCO diagram (Bray Curtis) van de locatie OGELE900



Figuur 2.10 Voorbeeld van een locatie waar de monsters van verschillende clusters elkaar niet chronologisch opvolgen. PCO diagram (Bray Curtis) van de locatie 01212

Stap 3 Na het doorlopen van stap 1 en 2 resteerden alleen locaties waar mogelijk sprake is geweest van een abrupte verandering in de samenstelling van de levensgemeenschap. In stap 3 is op basis van een criterium bepaald of er daadwerkelijk sprake is geweest van een abrupte verandering. Het vaststellen van dit criterium is een uitgebreid proces geweest dat hier wordt toegelicht. In eerste instantie bestond het idee om de karakteristieken van de clusters (output van het programma FLEXCLUS) te gebruiken voor het opstellen van een criterium. De karakteristiek 'resemblance', ofwel de maat voor de mate van overeenkomst tussen twee clusters leek erg geschikt om als criterium te hanteren. Het probleem met deze maat bleek te zijn, dat de maat afhangt van alle monsters meegenomen in de analyse en niet alleen van de clusters waartussen een overgang plaatsvindt. Hetzelfde geldt voor de afstand in een PCO diagram tussen twee clusters. Daarom is gekozen voor

de ontwikkeling van een maat voor abrupte verandering die onafhankelijk was van de monsters die niet tot de clusters behoren waartussen de abrupte verandering mogelijk heeft plaatsgevonden.

De maat is uiteindelijk gebaseerd op twee criteria: (1) het aantal taxa dat typerend wordt geacht voor een cluster en (2) het aantal hoog abundante en zeer algemene taxa die verdwijnen bij de overgang van het ene naar het andere cluster. NODES is een programma dat typerende gewichten toekent aan taxa. Het typerende gewicht van een taxon wordt bepaald aan de hand van drie aspecten: constantie, trouw en concentratie (Boesch, 1977; Verdonschot 1984). Constantie is gedefinieerd als het aantal monsters binnen het cluster waarin een taxon voorkomt, gedeeld door het aantal monsters binnen het cluster. Trouw is gedefinieerd als de ratio van de relatieve frequentie van een taxon binnen het cluster en de relatieve frequentie overall. De concentratie is de gemiddelde abundantie van een taxon binnen een cluster gedeeld door de gemiddelde abundantie overall. Deze drie parameters worden in NODES gecombineerd, waarbij een typerend gewicht wordt toegekend aan een taxon. Voor het doel van dit onderzoek was deze opzet niet direct bruikbaar. Ten eerste worden bij zowel de berekening van de trouw als de concentratie alle monsters betrokken, hierdoor ontstaat hetzelfde probleem als met de 'resemblance' in FLEXCLUS en de afstand in een PCO diagram. Dit probleem is opgelost door alleen monsters in te lezen in NODES, die behoorden tot de clusters waartussen mogelijke sprake is geweest van een abrupte verandering. Ten tweede is de formule voor trouw in NODES gevoelig voor de verhouding in het aantal monsters tussen twee clusters. Voor een voorbeeld van deze gevoeligheid wordt verwezen naar het onderstaande kader.

Voorbeeld

Situatie 1

Er zijn twee clusters, allebei van acht monsters. Taxon x komt in zes van de acht monsters uit cluster 1 voor en in één van de monsters van cluster 2.

$$\text{Trouw} = (6/8) / (7/16) = 1.7$$

Situatie 2

Er zijn twee clusters, één cluster van drie monsters (cluster 1) en één cluster met vijf monsters (cluster 2). Taxon x komt in twee van de drie monsters uit cluster 1 voor en in één van de monsters van cluster 2.

$$\text{Trouw} = (2/3) / (3/8) = 1.8$$

De maat voor trouw is bijna gelijk in de twee situaties, terwijl in de eerste situatie de soort eigenlijk typerender is. In een situatie met een groot en een relatief klein cluster is het getal waardoor wordt gedeeld relatief groot en valt de trouw laag uit.

Om het in het kader beschreven probleem op te lossen is besloten om de relatieve frequentie in cluster 1 te delen door de relatieve frequentie in cluster 2 in plaats van de relatieve frequentie overall. Een voorbeeld van deze oplossing is weergegeven in het onderstaande kader. Ten derde is het probleem met de concentratie dat bepaalde taxa nooit in hoge aantallen voorkomen (zoals sommige predatoren) en daarom nooit

als typerend worden aangemerkt indien de concentratie wordt meegewogen. Om deze reden is besloten de concentratie niet mee te nemen in de bepaling van de mate van typerendheid van een taxon.

Voorbeeld

Situatie 1

Er zijn twee clusters, allebei van acht monsters. Taxon x komt in zes van de acht monsters uit cluster 1 voor en in één van de monsters van cluster 2.

$$\text{Trouw} = (6/8)/(1/8) = 6$$

Situatie 2

Er zijn twee clusters, één cluster van drie monsters (cluster 1) en één cluster met vijf monsters (cluster 2). Taxon x komt in twee van de drie monsters uit cluster 1 voor en in één van de monsters van cluster 2.

$$\text{Trouw} = (2/3)/(1/5) = 3.3$$

Uiteindelijk zijn dus alleen de constantie en de trouw gebruikt om de typerendheid van een taxon te bepalen. Een taxon is aangemerkt als typerend voor een cluster indien de constantie 0.5 of hoger was (of 1 indien een cluster bestond uit minder dan vier monsters) en de trouw groter of gelijk aan 4. Op basis van deze criteria is het aantal typerende soorten berekend voor de clusters waartussen op basis van FLEXCLUS resultaten en de PCO resultaten mogelijk sprake is geweest van abrupte verandering.

Naast het aantal typerende soorten is tevens gekeken naar het verdwijnen van hoog abundante en zeer algemene soorten bij de overgang van het ene naar het andere cluster. Hiervoor is gekeken welke soorten abundant (taxa nemen meer dan 5% van de totale abundantie van een cluster in), dominant (taxa nemen meer dan 10% van de totale abundantie van een cluster in), algemeen (taxon komt in meer dan 75% van de monsters binnen een cluster voor) of zeer algemeen (taxon komt in meer dan 90% van de monsters binnen een cluster voor) waren. Vervolgens is gekeken welke taxa zeer algemeen en abundant of dominant in het ene cluster waren en in het andere cluster niet zeer algemeen, algemeen, abundant of dominant waren. Deze soorten indiceren tevens een abrupte verandering en zijn aangemerkt als 'indirect typerend'. In eerste instantie is ook gekeken naar de vijf meest dominante taxa in beide clusters. Alleen wil het niet zeggen dat wanneer een taxon niet meer tot de vijf meest dominante taxa behoort, het nog maar in geringe aantallen aanwezig is. Vandaar dat het criterium van abundant en algemeen beter werd geacht.

Voor alle clusters waartussen op basis van de FLEXCLUS resultaten en de PCO resultaten mogelijk sprake is geweest van een abrupte verandering is het aantal typerende en indirect typerende taxa bepaald. In een aantal gevallen is een taxon aangemerkt als typerend en als 'indirect typerend'. Het gaat om typerende taxa die tevens abundant voorkwamen in één van beide clusters, waardoor ze ook worden aangemerkt als 'indirect typerend'. De locaties waar sprake was van een totaal aan typerende (van beide clusters) en indirect typerende taxa van zeven of meer, zijn

aangemerkt als locaties waar definitief sprake is geweest van een abrupte verandering in de samenstelling van de levensgemeenschap.

Stap 4 In stap 3 is vastgesteld op welke locaties er sprake is geweest van een abrupte verandering in de samenstelling van de levensgemeenschap. De milieugegevens van deze locaties zijn grafisch weergegeven en geanalyseerd om de oorzaak van de abrupte veranderingen te achterhalen. Verder zijn voor alle (indirect) typerende soorten de indicatiewaardes voor stroming en saprobie opgezocht. Deze indicatiewaardes maakten het mogelijk te bepalen of nieuw verschenen taxa in de monsters van een cluster tevens gerelateerd waren aan veranderde milieumomstandigheden. De biotische karakteristieken zijn overgenomen uit Verdonschot (1990a). In tabel 2.9 en 2.10 zijn de verschillende klassen voor saprobie en stroomsnelheid met omschrijving weergegeven.

Tabel 2.9 Indeling naar saprobiteitsklasse

klasse	omschrijving
OS	oligosaproob
OB	oligo- β -mesosaproob
BS	β -mesosaproob
MS	mesosaproob
AS	α -mesosaproob
PS	polysaproob
N	niet gecodeerd

Tabel 2.10 Indeling naar stroomsnelheidsklasse

klasse	omschrijving
1	niet of bij uitzondering in stromend water
2	minder in stromend dan in stilstaand water
3	weinig voorkeur wat betreft stroming
4	meer in stromend dan in stilstaand water
5	alleen in stromend water
N	niet gecodeerd

3 Resultaten

Een groepering van monsters zichtbaar in PCO diagrammen wijst op mogelijke abrupte veranderingen in de samenstelling van de levensgemeenschap. Aan de hand van de PCO diagrammen is gekeken of er sprake was van een groepering van monsters. Op 14 van de 31 locaties is een groepering van monsters geconstateerd (tabel 3.1). De PCO diagrammen van locaties waar duidelijk geen sprake is geweest van een abrupte verandering zijn opgenomen in bijlage 7. De PCO diagrammen van locaties waar mogelijk wel sprake is geweest van abrupte veranderingen zijn opgenomen in dit hoofdstuk. Het PCO diagram van de locatie IRWL01 is niet opgenomen, omdat de resultaten van PCO analyse op basis van de index 'Bray Curtis' verschilde met de analyse op basis van de index 'Cosine theta'.

Tabel 3.1 Overzicht van locaties waar de resultaten van de PCO analyses een mogelijke abrupte verandering in de soortensamenstelling van de levensgemeenschap indiceerden

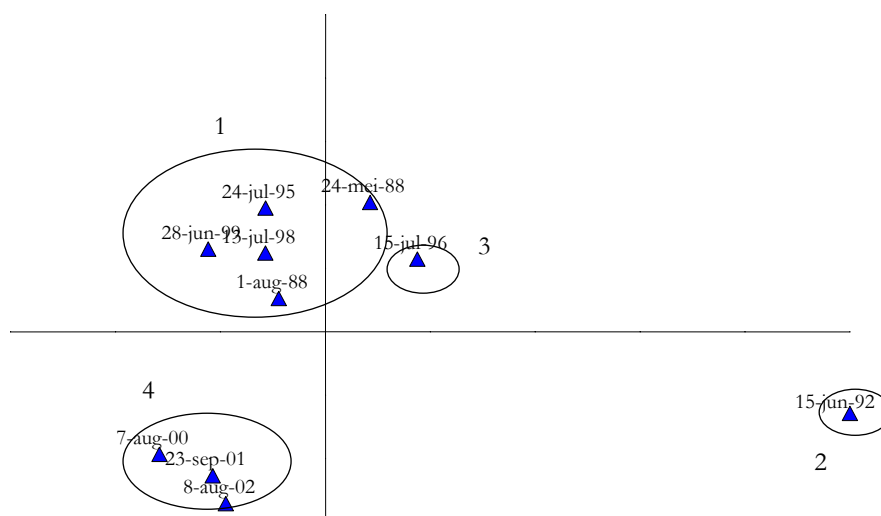
waterbeheerder	watertype	locatie	aantal jaren onderzoek
Hoogheemraadschap Schieland	sloot	01212	10
Hoogheemraadschap Schieland	sloot	00202	8
Waterschap Roer en Overmaas*	kanaal	OGELD100	22
Waterschap Rijn en IJssel	beek	BOS00	13
Waterschap Roer en Overmaas*	beek	OGELE900	12
Waterschap Roer en Overmaas*	beek	ONIER200	22
Waterschap Roer en Overmaas*	beek	OECKE800	14
Waterschap Roer en Overmaas*	beek	OBBME300	16
Waterschap Roer en Overmaas*	riviertje	OSWAL900	15
Waterschap Roer en Overmaas*	riviertje	OGEUL900	12
Waterschap Roer en Overmaas*	riviertje	OROER100	22
Waterschap Roer en Overmaas*	riviertje	OWORM100	22
Waterschap Rijn en IJssel	riviertje	BER00	13
Waterschap Velt en Vecht	riviertje	MVEC00	11

* Waterschap Roer en Overmaas en Waterschap Peel en Maasvallei

Van de 14 locaties opgenomen in tabel 3.1 bleek dat na clustering op nog slechts zeven locaties mogelijk is geweest van een abrupte verandering in samenstelling van de levensgemeenschap. De resultaten van de analyses met FLEXCLUS zijn per locatie besproken.

Locatie 01212

Op locatie 01212 bleek geen sprake te zijn geweest van een abrupte verandering in de samenstelling van de levensgemeenschap. De monsters van juli 1996 en juni 1992 verschilden van de overige monsters in cluster 1, waardoor een chronologische overgang ontbrak (figuur 3.1 en tabel 3.2).



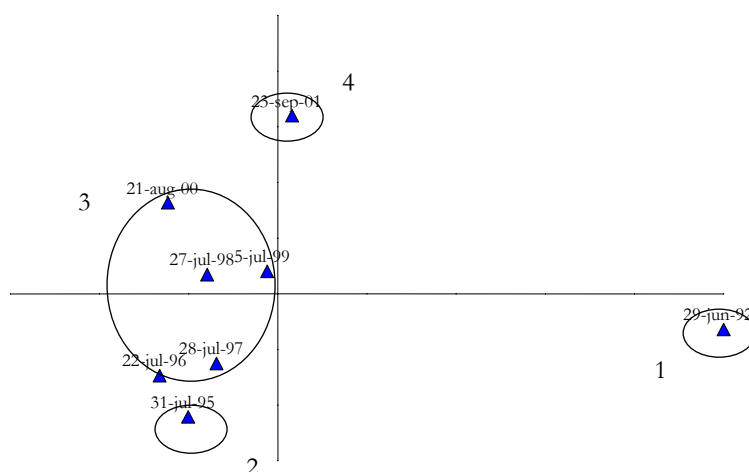
Figuur 3.1 PCO diagram (Bray Curtis) van de locatie 01212

Tabel 3.2 Overzicht clusteringskarakteristieken FLEXCLUS analyse van de locatie 01212

cluster	aantal monsters	interne homogeniteit	meest gelijkend op cluster	overeenkomst met meest gelijkende cluster	isolatie
1	5	4	0.5672	0.3267	1.5640
2	1	4	1.0000	0.0948	10.5462
3	1	1	1.0000	0.2670	3.7459
4	3	1	0.6800	0.3627	1.8749

Locatie 00202

Op basis van het PCO diagram leek er sprake te zijn van een abrupte verandering tussen juli 1997 en juli 1998. FLEXCLUS deelde beide monsters echter toe aan hetzelfde cluster (figuur 3.2 en tabel 3.3). Hiermee kon op locatie 00202 geen abrupte verandering in de taxasamenstelling worden geconstateerd.



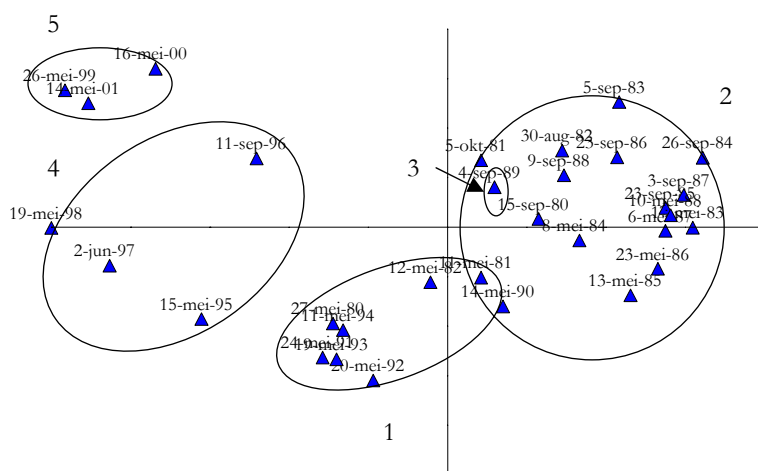
Figuur 3.2 PCO diagram (Bray Curtis) van de locatie 00202

Tabel 3.3 Overzicht clusteringskarakteristieken FLEXCLUS analyse van de locatie 00202

cluster	aantal monsters	interne homogeniteit	meest gelijkend op cluster	overeenkomst met meest gelijkende cluster	isolatie
1	1	1.0000	3	0.2860	3.4969
2	1	1.0000	3	0.6106	1.6376
3	5	0.5936	2	0.6106	0.9721
4	1	1.0000	3	0.4658	2.1467

Locatie OGELD100

Op locatie OGELD100 is mogelijk sprake geweest van twee abrupte veranderingen in de taxasamenstelling (figuur 3.3 en tabel 3.4). Het ging hierbij om een abrupte verandering tussen mei 1994 en mei 1995 en tussen mei 1998 en mei 1999.



Figuur 3.3 PCO diagram (Bray Curtis) van de locatie OGELD100

Tabel 3.4 Overzicht clusteringskarakteristieken FLEXCLUS analyse van de locatie OGELD100

cluster	aantal monsters	interne homogeniteit	meest gelijkend op cluster	overeenkomst met meest gelijkende cluster	isolatie
1	7	0.6924	2	0.6251	1.1076
2	16	0.7267	1	0.6251	1.1625
3	1	1.0000	2	0.6053	1.6520
4	4	0.6480	1	0.5955	1.0881
5	3	0.6658	4	0.5429	1.2263

De monsters van cluster 1 bevatten gemiddeld 20 taxa en 961 individuen. De monsters van cluster 4 bevatten gemiddeld 27 taxa en 343 individuen. De monsters van cluster 5 bevatten gemiddeld 41 taxa en 538 individuen. Het gemiddelde aantal taxa in een monster is dus aanzienlijk gestegen gaande van cluster 1 naar cluster 4 en van cluster 4 naar cluster 5. De overgang van cluster 1 naar cluster 4 werd gekenmerkt door drie (indirect) typerende taxa (tabel 3.5), wat betekent dat er op basis van het in paragraaf 2.2.2 gestelde criterium geen sprake is geweest van een abrupte verandering in taxasamenstelling. De overgang van cluster 4 naar cluster 5 werd gekenmerkt door zeven (indirect) typerende taxa (tabel 3.5) en is aangemerkt als een abrupte verandering. De abrupte verandering tussen cluster 4 en cluster 5 is

waarschijnlijk het gevolg geweest van een toenemende stroomsnelheid (tabel 3.5). De typerende taxa van cluster 4 hebben weinig voorkeur wat betreft stroming, terwijl de (meeste) typerende taxa van cluster 5 alleen voorkomen in stromend water (tabel 3.5). Voor saprobie bestonden geen grote verschillen in voorkeur tussen de typerende taxa van cluster 4 en 5. De hoge aantallen individuen *Proasellus coxalis* in de monsters van cluster 1 geven aan dat de waterkwaliteit tussen 1990 en 1998 is verbeterd, deze soort van α -mesosaprobe omstandigheden komt namelijk in cluster 4 niet meer voor.

Tabel 3.5 Typerende en indirect typerende taxa van locatie OGELD100 voor de clusters 1,4 en 5 met hun indicatie voor de biotische karakteristieken stroming en saprobie

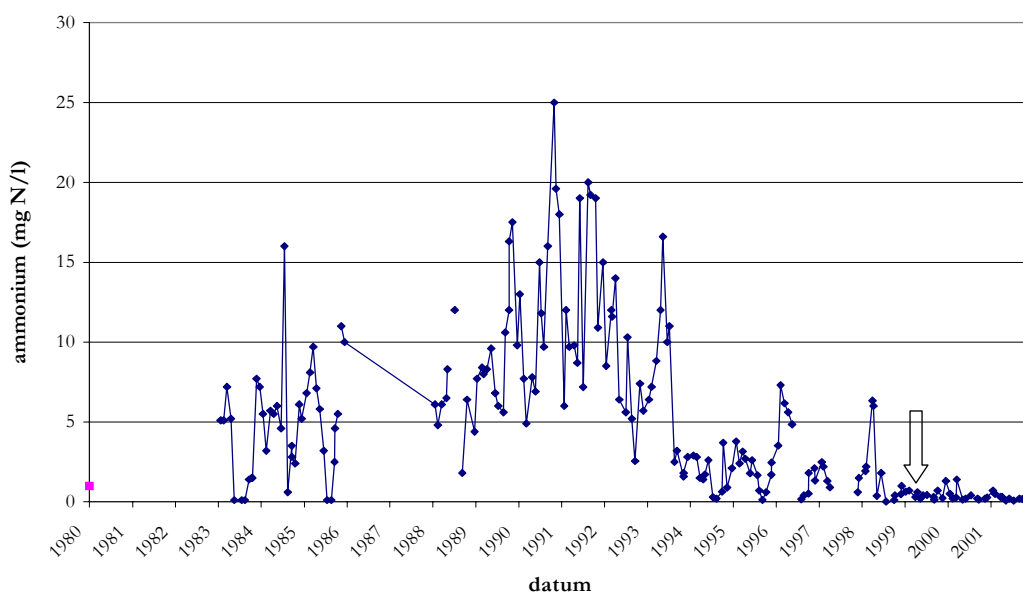
overgang	cluster	taxonnaam	indicatie	stroming	saprobie
1-4	1	<i>Proasellus coxalis</i>	indirect typerend	3	AS
1-4	4	<i>Caenis luctuosa</i>	indirect typerend	2	N
1-4	4	<i>Caenis luctuosa</i>	typerend	2	N
1-4	4	<i>Rheocricotopus chalybeatus</i>	typerend	5	N
4-5	4	<i>Micropsectra</i> sp	indirect typerend	3	OB
4-5	4	<i>Cryptochironomus</i> sp	typerend	3	BS
4-5	5	<i>Gammarus pulex</i>	indirect typerend	5	BS
4-5	5	<i>Gammarus roeseli</i>	indirect typerend	5	BS
4-5	5	<i>Anabolia nervosa</i>	typerend	5	BS
4-5	5	<i>Gammarus pulex</i>	typerend	5	BS
4-5	5	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	typerend	N	BS
4-5	5	<i>Tinodes waeneri</i>	typerend	4	OS

De temporele veranderingen in alle milieuvariabelen die regelmatig zijn gemeten tussen 1980 en 2001 zijn weergegeven in bijlage 8. De belangrijkste veranderingen worden hier besproken en zijn weergegeven in figuur 3.4 t/m 3.6. Tussen 1993 en 1994 is de ammoniumconcentratie abrupt afgenomen en de nitraatconcentratie abrupt toegenomen (figuur 3.4 en 3.5). Verder zijn na 1993 de extreme pieken in de totaalfosfaatconcentratie verdwenen (figuur 3.6). Deze abrupte veranderingen in het milieu hebben niet geleid tot abrupte veranderingen in de samenstelling van de levensgemeenschap. De samenstelling van de macrofauna gemeenschap is wel geleidelijk veranderd tussen 1990 en 1998 (figuur 3.3) wat erop kan duiden dat de gemeenschap zich langzaam heeft aangepast aan de abrupte veranderingen in het milieu. Een andere mogelijkheid is dat de gemeenschap op het traject waarbinnen de abrupte veranderingen in het milieu hebben plaatsgevonden niet gevoelig is geweest. De pieken in totaalfosfaatconcentratie behoorden zowel voor als na 1993 tot de categorie eutroof tot polytroof (Vollenweider, 1968). De nitraatconcentratie nam toe na 1993 maar bleef in de categorie hypertroof (Leentvaar, 1979). De ammoniumconcentratie nam wel af van overwegend polysaproob voor 1993 naar overwegend α -mesosaproob na 1993 (Wegl, 1983). Wanneer de gemeenschap niet heeft gereageerd op de abrupte veranderingen in milieuomstandigheden dan zijn de geleidelijke veranderingen in de samenstelling van de levensgemeenschap mogelijk het gevolg zijn geweest van een geleidelijke afname in sulfaatconcentraties (bijlage 8), een geleidelijke afname van lage zuurstofconcentraties (bijlage 8) of andere niet gemeten milieuvariabelen. Tot op heden bestaan geen aanwijzingen dat sulfaatgehalten een directe invloed hebben op de macrofauna gemeenschap. Ook is een indirecte relatie tussen sulfaatconcentraties en de macrofauna niet bewezen. Om deze reden is aangenomen dat de geleidelijke veranderingen in de taxasamenstelling

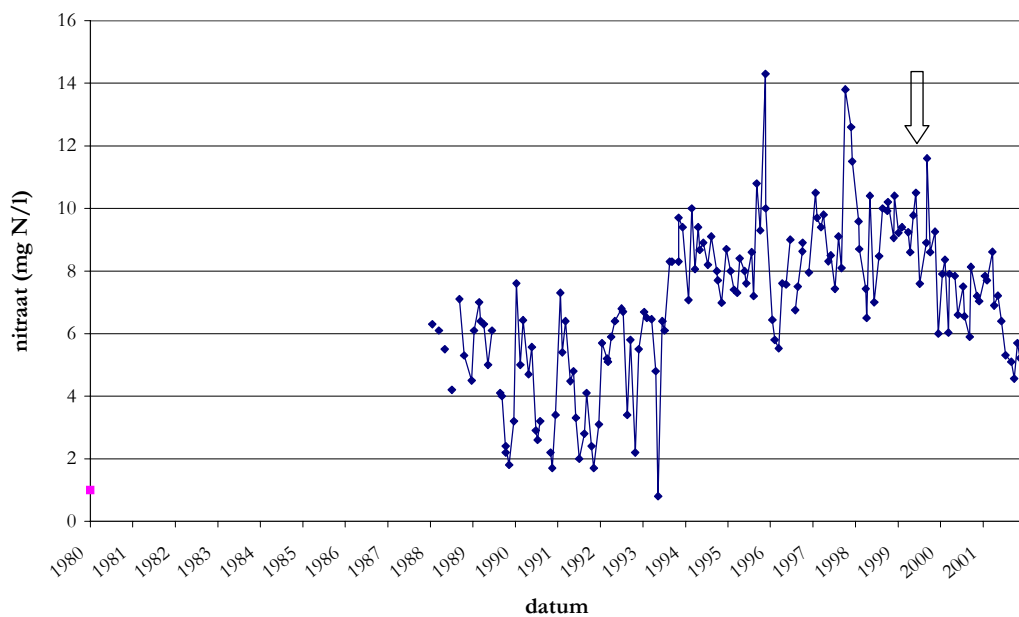
niet veroorzaakt zijn door geleidelijke veranderingen in sulfaatconcentraties. De veranderingen in milieuomstandigheden tussen 1990 en 1998 kunnen in ieder geval gedeeltelijk verklaard worden door verbeteringen aan verscheidene rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) bovenstreams van de locatie OGELD100 in de jaren negentig. Deze verbeteringen betroffen onder andere het vergroten van de hydraulische capaciteit en de verwijdering van meer stikstof en fosfaat uit het afvalwater. De abrupte verandering in de ammoniumconcentratie tussen 1993 en 1994 is waarschijnlijk het gevolg van de verbeteringen aan de RWZI's, net als de geleidelijke veranderingen in de samenstelling van de levensgemeenschap.

Tussen 1998 en 1999 is de ammoniumconcentratie abrupt afgenomen (figuur 3.4). Voor 1998 behoorden de meeste gemeten concentraties tot de categorie α -mesosaproob (Wegl, 1983). Na 1998 behoorden de concentraties tot de categorie β -mesosaproob (Wegl, 1983). De abrupte verandering in de taxasamenstelling gaande van cluster 4 naar cluster 5 lijkt dus het gevolg te zijn geweest van een abrupte verandering in organische belasting. Ammoniumconcentraties zijn namelijk sterk gerelateerd aan de organische belasting. Oorzaak van deze abrupte verandering in organische belasting is waarschijnlijk de uitbreiding en aanpassing van de RWZI Mönchenglad-Neuwerk tussen 1997 en 1998 geweest.

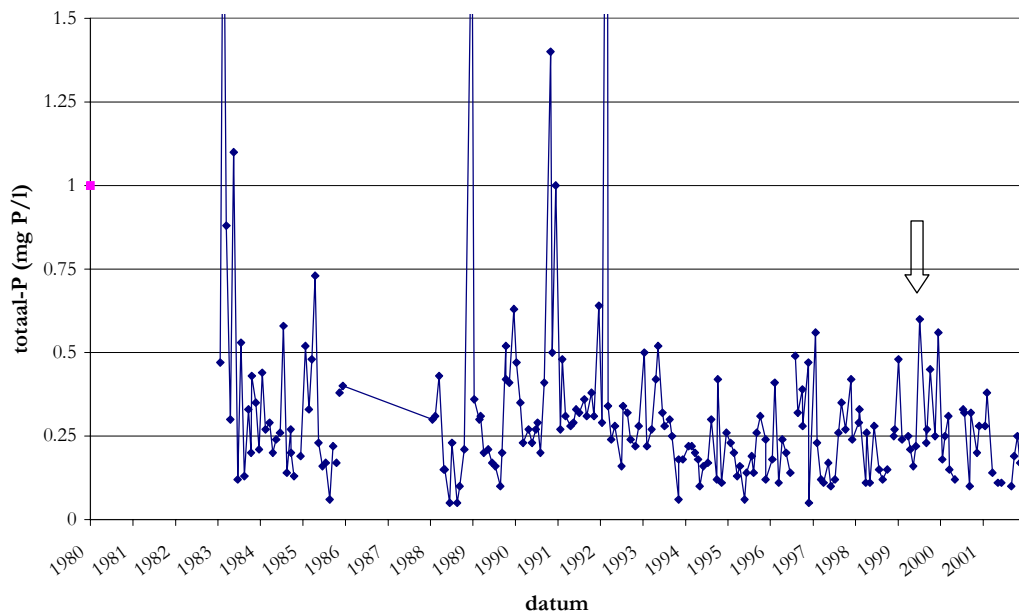
Opvallend is dat de typerende taxa niet zozeer veranderingen in de belasting met organisch materiaal indiceren tussen cluster 4 en cluster 5, maar veranderingen in de stroomsnelheid (tabel 3.5). Het is mogelijk dat ingrepen zijn gepleegd met een abrupte toename van de stroomsnelheid als gevolg. De voorkeur van taxa voor stromend water is echter vaak gerelateerd aan de relatief hoge zuurstofconcentraties in stromend water. Het is aannemelijker dat de verminderde organische belasting heeft geleid tot verbeterde zuurstofcondities en daarmee tot de terugkeer van taxa met een voorkeur voor stroming.



Figuur 3.4 Temporele veranderingen in de ammoniumconcentratie op de locatie OGELD100



Figuur 3.5 Temporele veranderingen in de nitraatconcentratie op de locatie OGELD100

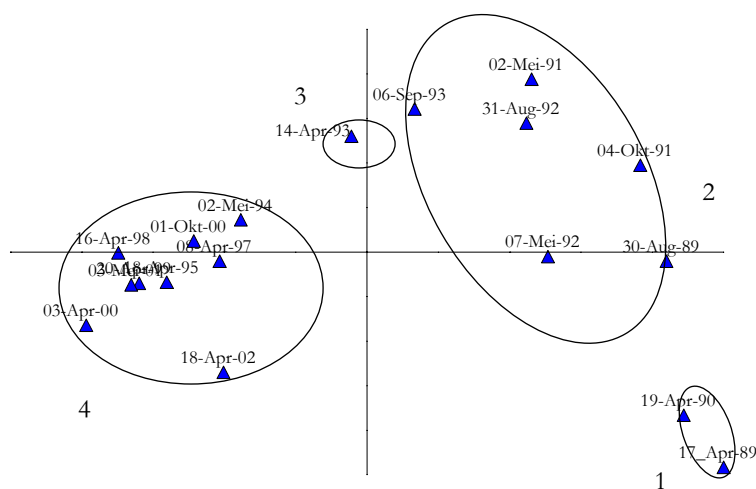


Figuur 3.6 Temporele veranderingen in de totaalfosfaatconcentratie op de locatie OGELD100

Locatie BOS00

Op basis van de PCO resultaten leek een abrupte verandering in de taxasamenstelling te hebben plaatsgevonden tussen april 1993 en mei 1994 (figuur 3.7 en tabel 3.6). Het monster van april 1993 bleek bij clustering niet te worden toegedeeld aan cluster 2, waardoor een chronologische overgang ontbrak. Doordat het monster van april 2003 een apart cluster vormde, bestond het vermoeden dat het monster afwijkend was van de andere monsters op de derde as. Om dit te controleren is een Principal

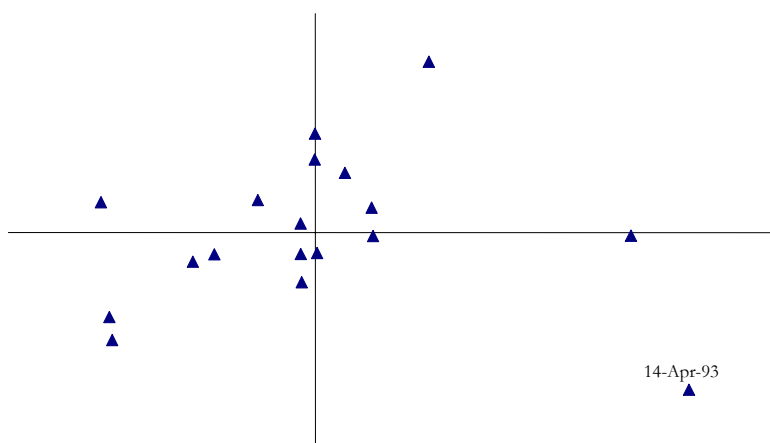
Component Analysis (PCA) uitgevoerd met het programma CANOCO in plaats van een PCO analyse, omdat met een PCO analyse slechts twee assen kunnen worden gecreëerd. De taxasamenstelling van het monster van april 1993 bleek inderdaad afwijkend ten opzichte van alle andere monsters op de derde as (figuur 3.8). Wanneer het monster van april 1993 wordt beschouwd als afwijkend, is er mogelijk wel sprake geweest van een abrupte verandering in de samenstelling van de levensgemeenschap tussen september 1993 en mei 1994.



Figuur 3.7 PCO diagram (Bray Curtis) van de locatie BOS00

Tabel 3.6 Overzicht clusteringskarakteristieken FLEXCLUS analyse van de locatie BOS00

cluster	aantal monsters	interne homogeniteit	meest gelijkend op cluster	overeenkomst met meest gelijkende cluster	isolatie
1	2	0.5407	2	0.3871	1.3969
2	6	0.5400	4	0.4554	1.1859
3	1	1.0000	2	0.3522	2.8396
4	9	0.6044	2	0.4554	1.3272



Figuur 3.8 PCA ordinatiediagram van as 2 en as 3 van de locatie BOS00

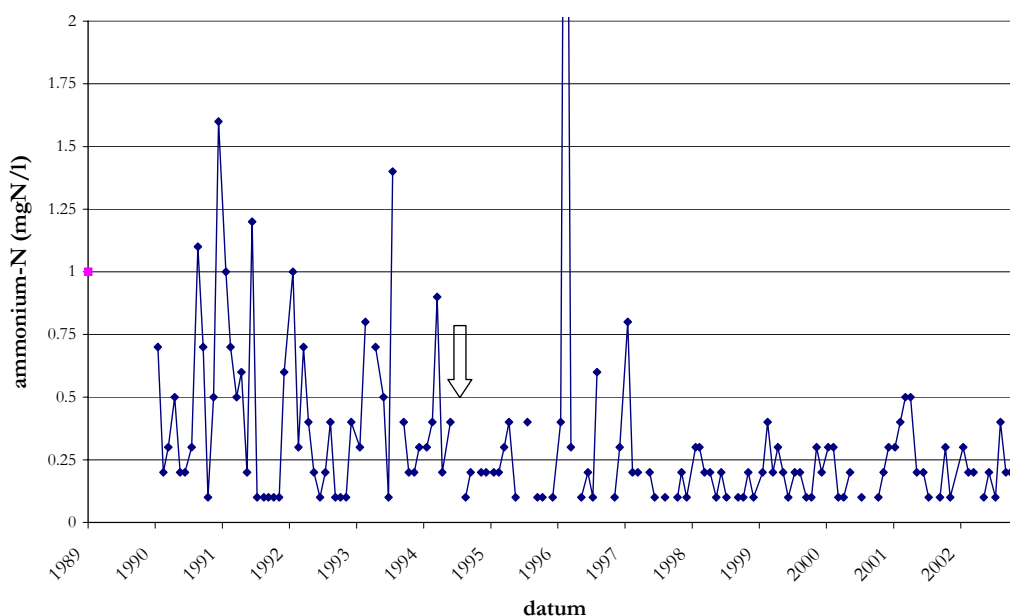
De monsters van cluster 2 bevatten gemiddeld 68 taxa en 838 individuen. De monsters van cluster 4 bevatten gemiddeld 50 taxa en 570 individuen. De overgang van cluster 2 naar cluster 4 werd gekenmerkt door een totaal aan 22 (indirect) typerende taxa (tabel 3.7), wat betekent dat er op basis van het in paragraaf 2.2.2 gestelde criterium geen sprake is geweest van een abrupte verandering in taxasamenstelling. De biotische karakteristieken voor de typerende taxa wijzen erop dat de abrupte verandering tussen cluster 2 en cluster 4 het gevolg is geweest van een afname in de organische belasting en een toenemende stroomsnelheid (tabel 3.7). De monsters van cluster 4 bevatten taxa van oligosaprobe omstandigheden, die in de monsters van cluster 2 niet voorkomen. Daarnaast bevatten de monsters van cluster 4 veel taxa die alleen in stromend water voorkomen.

Tabel 3.7 Typerende en indirect typerende taxa van locatie BOS00 voor de clusters 2 en 4 met hun indicatie voor de biotische karakteristieken stroming en saprobie

overgang	cluster	taxonnaam	indicatie	stroming	saprobie
2-4	2	Agabus sp larve	typerend		
2-4	2	Cloeon dipterum	typerend	1	BS
2-4	2	Cryptochironomus sp	typerend	3	BS
2-4	2	Ilybius sp larve	typerend		
2-4	2	Nebrioporus depressus	typerend	5	MS
2-4	2	Neumania sp	typerend	3	N
2-4	2	Notonecta sp nymfe	typerend		
2-4	2	Radix ovata	typerend		
2-4	2	Sphaerium corneum	typerend		
2-4	2	Tipula sp	typerend	2	N
2-4	4	Ancylus fluviatilis	typerend	4	OS
2-4	4	Calopteryx splendens	typerend	5	OS
2-4	4	Elmis aenea	typerend	5	OS
2-4	4	Gammarus pulex	indirect typerend	5	BS
2-4	4	Gammarus roeseli	indirect typerend	5	BS
2-4	4	Goera pilosa	typerend		
2-4	4	Habrophlebia fusca	typerend		
2-4	4	Hygrobatas longipalpis	typerend	3	OB
2-4	4	Hygrobatas nigromaculatus	indirect typerend	3	OS

overgang	cluster	taxonnaam	indicatie	stroming	saprobie
2-4	4	Nais elinguis	typerend	3	AS
2-4	4	Orthocladius sp	typerend		
2-4	4	Paratanytarsus sp	indirect typerend	3	N

De temporele veranderingen in alle milieuv variabelen die regelmatig zijn gemeten tussen 1989 en 2002 zijn weergegeven in bijlage 8. De grootste verandering in milieuomstandigheden betrof het verdwijnen van pieken in de ammoniumconcentraties na 1997 (figuur 3.9). Na 1994 volgden de pieken in ammoniumconcentraties elkaar minder snel op. Pieken in de ammoniumconcentratie bleven uit in 1995 en begin 1996 (figuur 3.9). De vraag is of de macrofauna gemeenschap heeft gereageerd op het uitblijven van pieken in de ammoniumconcentratie in 1995 en begin 1996. Tussen 1989 en 2002 is geen geleidelijke toe- of afname van andere milieuv variabelen waargenomen, met uitzondering van de sulfaatgehalten (bijlage 8). Aangenomen is dat de abrupte verandering in taxasamenstelling niet veroorzaakt is door geleidelijke veranderingen in sulfaatconcentraties. Het is onduidelijk of de veranderingen in de samenstelling van de levensgemeenschap zijn veroorzaakt door abrupte of geleidelijke veranderingen in milieuomstandigheden. De toename van taxa die uitsluitend voorkomen in stromende wateren is een indicatie dat ingrepen hebben plaatsgevonden om de stromingscondities te verbeteren.

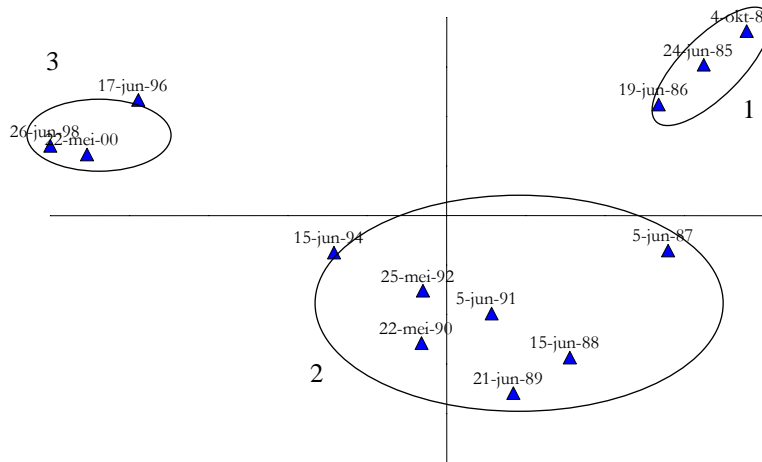


Figuur 3.9 Temporele veranderingen in de ammoniumconcentratie op de locatie OGELD100

Locatie OGELE900

Op de locatie OGELE900 is mogelijk sprake geweest van twee abrupte veranderingen in de samenstelling van de levensgemeenschap (figuur 3.10 en tabel 3.8). Het ging hierbij om een abrupte verandering tussen juni 1986 en juni 1987 en een overgang tussen juni 1994 en juni 1996. De abrupte verandering tussen juni 1994

en juni 1996 kan ook een artefact zijn als het gevolg van het ontbreken van monsters uit 1995.



Figuur 3.10 PCO diagram (Bray Curtis) van de locatie OGELE900.

Tabel 3.8 Overzicht clusteringskarakteristieken FLEXCLUS analyse van de locatie OGELE900

cluster	aantal monsters	interne homogeniteit	meest gelijkend op cluster	overeenkomst met meest gelijkende cluster	isolatie
1	3	0.7808	2	0.4681	1.6681
2	7	0.7368	3	0.5504	1.3385
3	3	0.5959	2	0.5504	1.0825

De monsters van cluster 1 bevatten gemiddeld 16 taxa en 1299 individuen. De monsters van cluster 2 bevatten gemiddeld 20 taxa en 1140 individuen. De monsters van cluster 3 bevatten gemiddeld 33 taxa en 1132 individuen. Het gemiddelde aantal taxa in een monster is dus aanzienlijk gestegen gaande van cluster 1 naar cluster 2 en van cluster 2 naar cluster 3. De overgang van cluster 1 naar cluster 2 werd gekenmerkt door de aanwezigheid van zeven (indirect) typerende taxa en is aangemerkt als een abrupte verandering in de taxasamenstelling (tabel 3.9). De overgang van cluster 2 naar cluster 3 is geen abrupte verandering geweest, aangezien de overgang slechts werd gekenmerkt door vijf (indirect) typerende taxa (tabel 3.9). De mogelijke oorzaak van de abrupte verandering tussen cluster 1 en cluster 2 viel niet op te maken uit de biotische karakteristieken, omdat de indicaties voor stroming en saprobie voor twee van de drie typerende taxa uit cluster 1 onbekend waren.

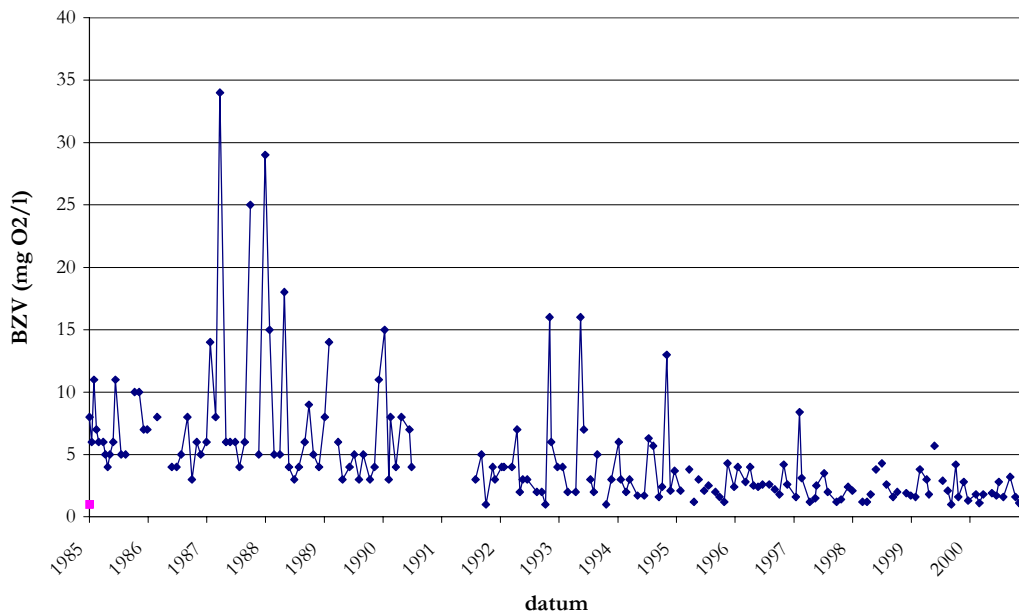
Tabel 3.9 Typerende en indirect typerende taxa van locatie OGELE900 voor de clusters 1,2 en 3 met hun indicatie voor de biotische karakteristieken stroming en saprobie

overgang	cluster	taxonnaam	indicatie	stroming	saprobie
1-2	1	Hydracarina	indirect typerend		
1-2	1	Eiseniella tetraedra	typerend	2	BS
1-2	1	Eukiefferiella discoloripes agg	typerend		
1-2	2	Helobdella stagnalis	indirect typerend	2	AS
1-2	2	Tubificidae juv zonder haren	indirect typerend	2	N
1-2	2	Haliplus laminatus	typerend	3	BS
1-2	2	Nanocladius bicolor agg	typerend		
1-2	2	Tubificidae juv zonder haren	typerend	2	N

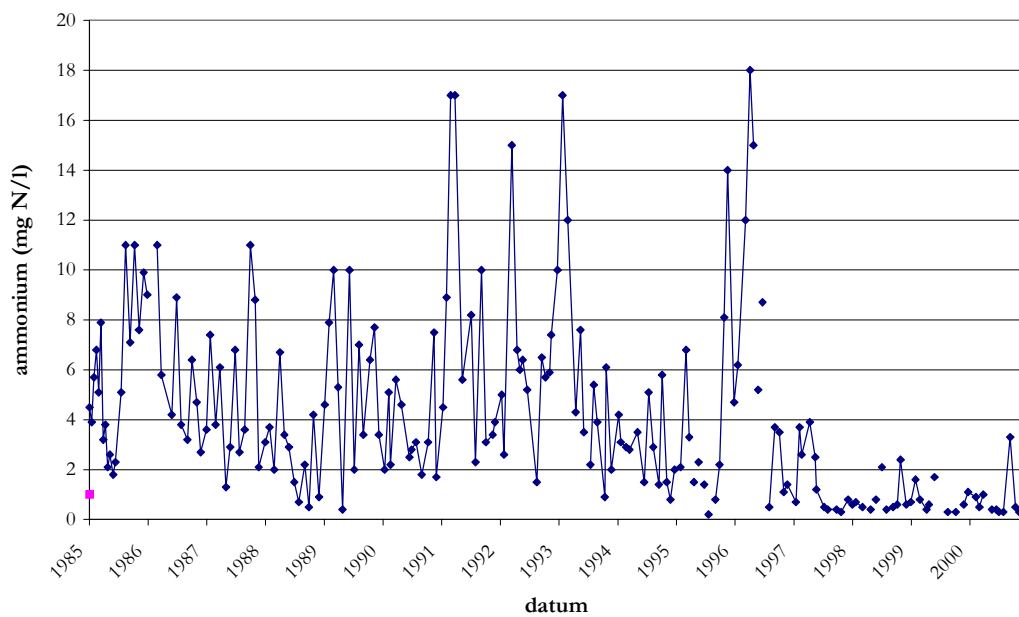
overgang	cluster	taxonnaam	indicatie	stroming	saprobie
2-3	2	Tubificidae juv zonder haren	indirect typerend	2	N
2-3	2	Haliphus laminatus	typerend	3	BS
2-3	2	Nanocladius bicolor agg	typerend		
2-3	2	Proasellus coxalis	typerend	3	AS
2-3	3	Tipula (acutipula) sp	typerend		

In bijlage 8 zijn de temporele veranderingen in alle milieuv variabelen die regelmatig zijn gemeten tussen 1985 en 2000 grafisch weergegeven. De belangrijkste veranderingen in milieuomstandigheden zijn weergegeven in figuur 3.11 t/m 3.13. Het biologisch zuurstof verbruik is abrupt toegenomen tussen 1987 en 1988 (figuur 3.11). Opvallend is dat deze abrupte toename niet het gevolg lijkt te zijn geweest van een toename in organische belasting, aangezien de ammoniumconcentraties niet zijn toegenomen (figuur 3.12). Op basis van het aantal typerende soorten was er sprake van een abrupte verandering in taxasamenstelling tussen 1986 en 1987, die dus niet kan worden verklaard door de toename in biologisch zuurstof verbruik. Bij nadere bestudering van de soortenlijst bleek het monster van 1987 echter een intermediaire plaats in te nemen tussen de monsters van 1986 en 1988. Het monster van 1987 (behorend tot cluster 2) bevatte namelijk de typerende soorten van cluster 1, terwijl de typerende soorten *Haliphus laminatus* en *Nanocladius bicolor agg.* van cluster 2 ontbraken. Kortom, er is geen sprake geweest van abrupte veranderingen in de taxasamenstelling. De levensgemeenschap heeft zich geleidelijk aangepast aan de geleidelijke afname van het biologisch zuurstof verbruik (figuur 3.11), de totaal fosfaatconcentratie (figuur 3.13) en de orthofosfaatconcentratie (bijlage 8).

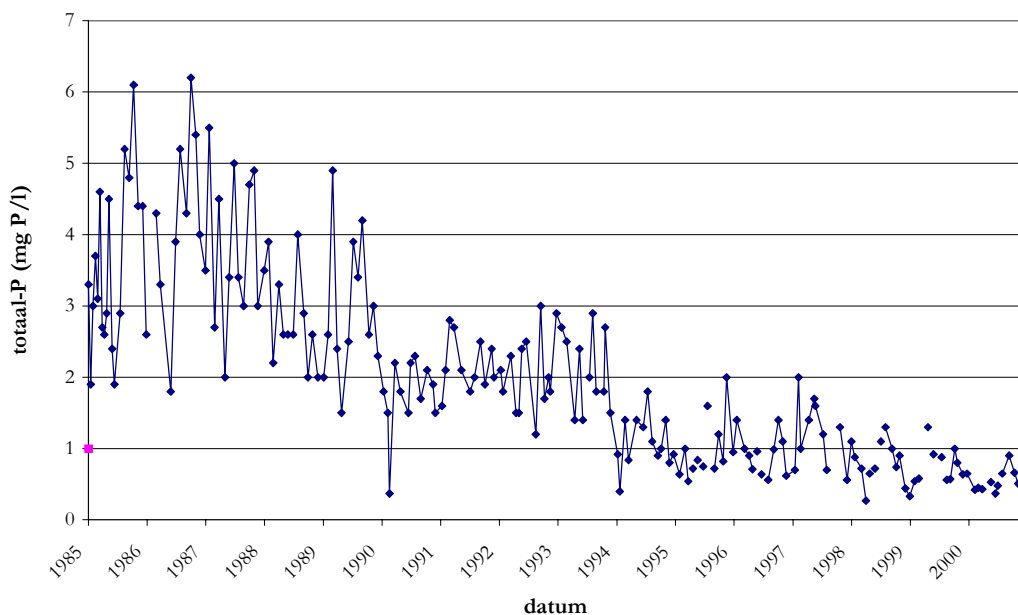
Tussen 1996 en 1997 en tussen 1997 en 1998 is de ammoniumconcentratie abrupt afgenomen (figuur 3.12), wat duidt op afname van de organische belasting. Deze afname van organische belasting is waarschijnlijk het gevolg van het aansluiten van enkele woonkernen in Duitsland op de RWZI van Susteren in 1995. De belasting die via de Rode Beek en de Saefeler beek uiteindelijk de Geleenbeek beïnvloedt is hierdoor afgenomen. Verdere afname van de organische belasting zal grotendeels het gevolg zijn geweest van het opheffen van de RWZI Schinveld. De afname van de ammoniumconcentratie heeft ogenschijnlijk niet geleid tot een toename van de zuurstofconcentratie (bijlage 8). Incidentele zuurstofmetingen geven echter geen goed beeld van de daadwerkelijke omstandigheden, omdat dagelijkse veranderingen in de zuurstofconcentratie groot kunnen zijn (Kersting, 1978). De abrupte afname van de ammoniumconcentratie heeft niet geleid tot abrupte veranderingen in de taxasamenstelling (op basis van de beschikbare gegevens). Door het ontbreken van monsters van 1997 en 1999 is het echter moeilijk om een goed beeld te krijgen van de veranderingen die hebben plaatsgevonden in de samenstelling van de levensgemeenschap. Om deze reden is niet duidelijk of inderdaad geen abrupte verandering in de taxasamenstelling heeft plaatsgevonden.



Figuur 3.11 Temporele veranderingen in het biologisch zuurstof verbruik op de locatie OGELE900



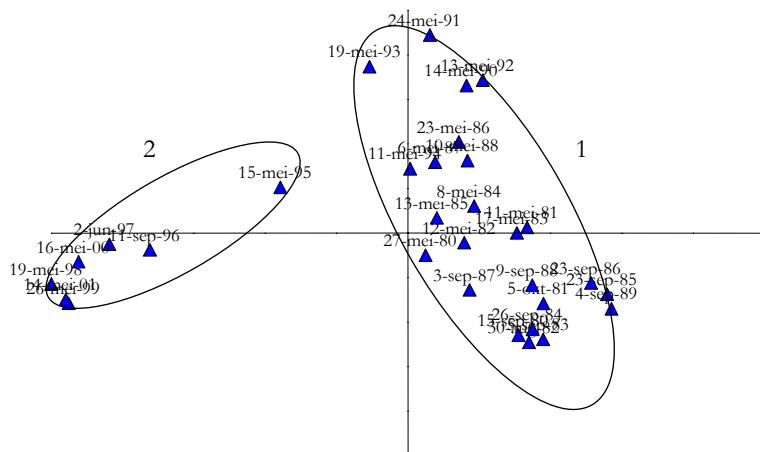
Figuur 3.12 Temporele veranderingen in de ammoniumconcentratie op de locatie OGELE900.



Figuur 3.13 Temporele veranderingen in de totaalfosfaatconcentratie op de locatie OGELE900

Locatie ONIER200

De groepering van monsters op locatie ONIER200 in figuur 3.14 en tabel 3.10 wijst op een mogelijke abrupte verandering in de samenstelling van de levensgemeenschap tussen mei 1994 en mei 1995.



Figuur 3.14 PCO diagram (Bray Curtis) van de locatie ONIER200

Tabel 3.10 Overzicht clusteringskarakteristieken FLEXCLUS analyse van de locatie ONIER200

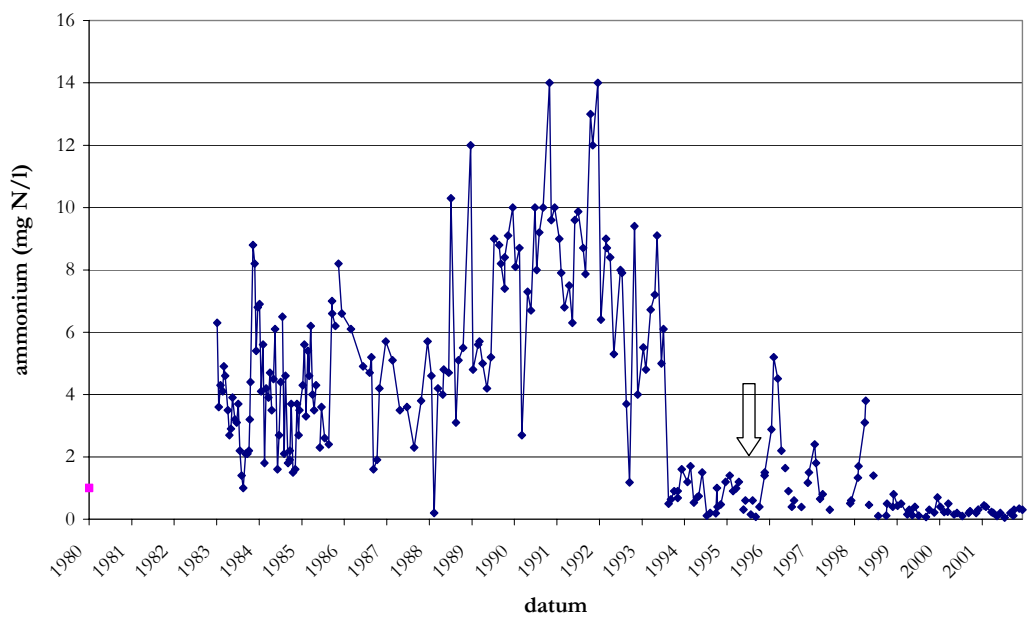
cluster	aantal monsters	interne homogeniteit	meest gelijkend op cluster	overeenkomst met meest gelijkende cluster	isolatie
1	24	0.5319	2	0.3315	1.6048
2	7	0.6280	1	0.3315	1.8946

De monsters van cluster 1 bevatten gemiddeld 26 taxa en 910 individuen. De monsters van cluster 2 bevatten gemiddeld 36 taxa en 579 individuen. Het gemiddelde aantal taxa in een monster is dus aanzienlijk gestegen gaande van cluster 1 naar cluster 2. De overgang van cluster 1 naar cluster 2 werd gekenmerkt door de aanwezigheid van negen (indirect) typerende taxa en is aangemerkt als een abrupte verandering (tabel 3.11). De biotische karakteristieken indiceren dat de abrupte verandering het gevolg is geweest van een toename in organische belasting en een toenemende stroomsnelheid. *Proasellus coxalis*, een soort met weinig voorkeur wat betreft stroming en een indicator voor α -mesosaprobe omstandigheden kwam in de monsters van cluster 1 in hoge aantallen voor. In de monsters van cluster 2 heeft *Proasellus coxalis* plaats gemaakt voor soorten, die alleen in stromend water voorkomen en die β -mesosaprobe tot oligosaprobe omstandigheden indiceren.

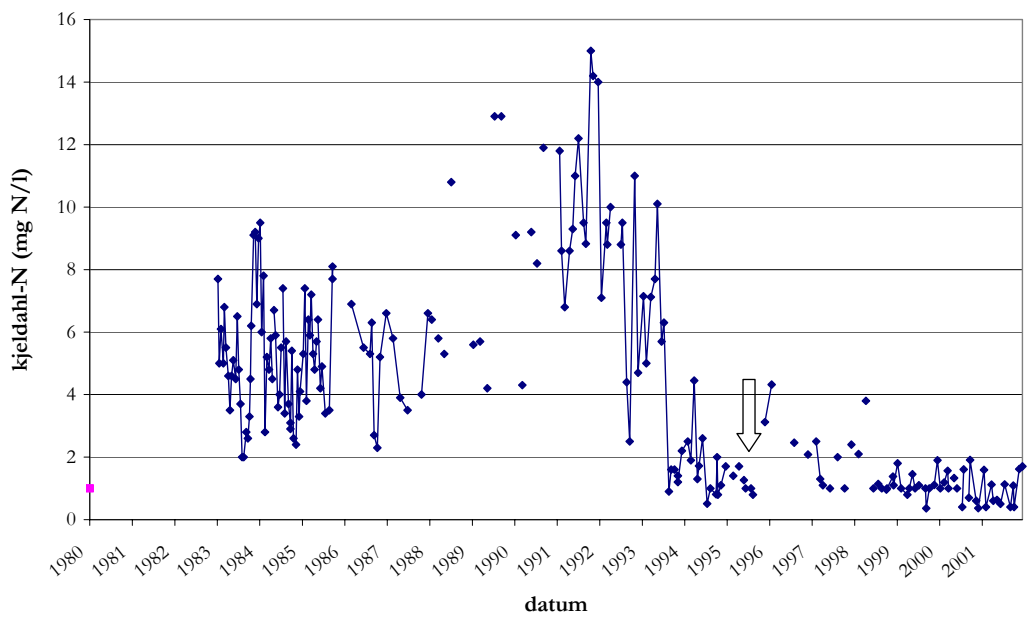
Tabel 3.11 Typerende en indirect typerende taxa van locatie ONIER200 voor de clusters 1 en 2 met hun indicatie voor de biotische karakteristieken stroming en saprobie

overgang	cluster	taxonnaam	indicatie	stroming	saprobie
1-2	1	<i>Proasellus coxalis</i>	indirect typerend	3	AS
1-2	2	<i>Gammarus roeseli</i>	indirect typerend	5	BS
1-2	2	<i>Simulium</i> sp	indirect typerend	5	N
1-2	2	<i>Anabolia nervosa</i>	typerend	5	BS
1-2	2	<i>Baetis vernus</i>	typerend		
1-2	2	<i>Calopteryx splendens</i>	typerend	5	OS
1-2	2	Leptoceridae	typerend		
1-2	2	<i>Limnephilus lunatus</i>	typerend	4	BS
1-2	2	<i>Orthocladius</i> sp	typerend		

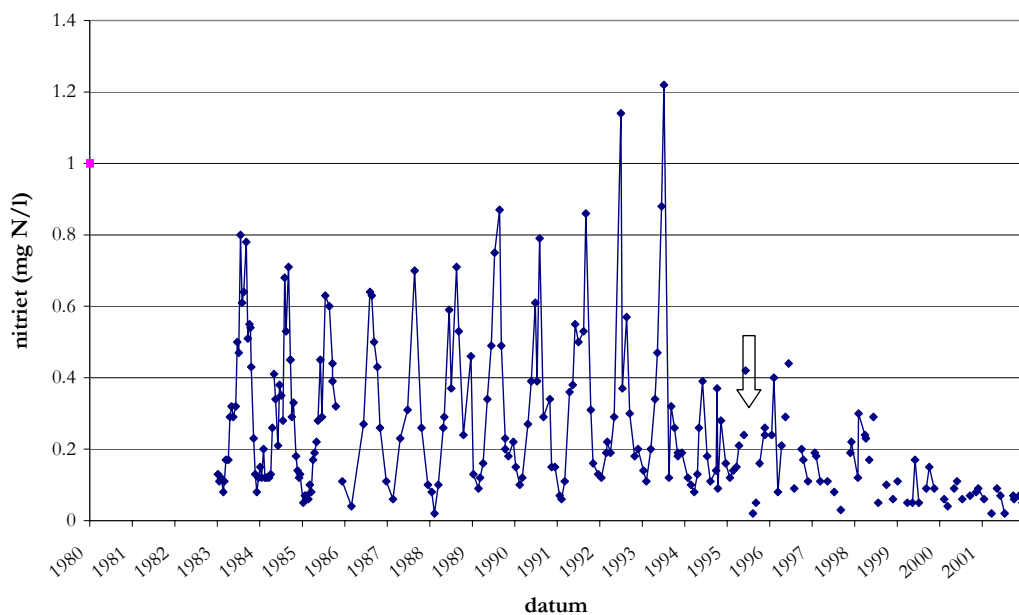
De temporele veranderingen in alle milieuvariabelen die regelmatig zijn gemeten tussen 1980 en 2001 zijn weergegeven in bijlage 8. De belangrijkste veranderingen in milieuomstandigheden zijn weergegeven in figuur 3.15 t/m 3.17. De ammoniumconcentratie is tussen 1993 en 1994 plotseling sterk gedaald (figuur 3.15) net als de kjeldahl-N concentratie in de zomer van 1993 (figuur 3.16). Ook is er na 1993 geen sprake meer geweest van extreme pieken in de nitrietconcentratie (figuur 3.17), welke duiden op incidentele zeer lage zuurstofgehalten. Al deze veranderingen wijzen erop dat de abrupte verandering in taxasamenstelling tussen 1994 en 1995 het gevolg geweest van een plotselinge afname van de organische belasting, welke ook al bleek uit de biotische karakteristieken van de typerende taxa. Naast de abrupte veranderingen in milieuomstandigheden is tevens sprake geweest van een geleidelijke afname van de totaalfosfaat- en orthofosfaatconcentratie tussen 1982 en 1993 (bijlage 8). Alle veranderingen in milieuomstandigheden kunnen grotendeels worden verklaard door verbeteringen aan verscheidene rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) bovenstrooms van de locatie ONIER200 in de jaren negentig. Deze verbeteringen betroffen onder andere het vergroten van de hydraulische capaciteit en de verwijdering van meer stikstof en fosfaat uit het afvalwater. De saneringswerkzaamheden van de RWZI Mönchenglad-Neuwerk tussen 1992 en 1993 heeft waarschijnlijk geleid tot de sterke daling van de ammoniumconcentratie tussen 1993 en 1994.



Figuur 3.15 Temporele veranderingen in de ammoniumconcentratie op de locatie ONIER200



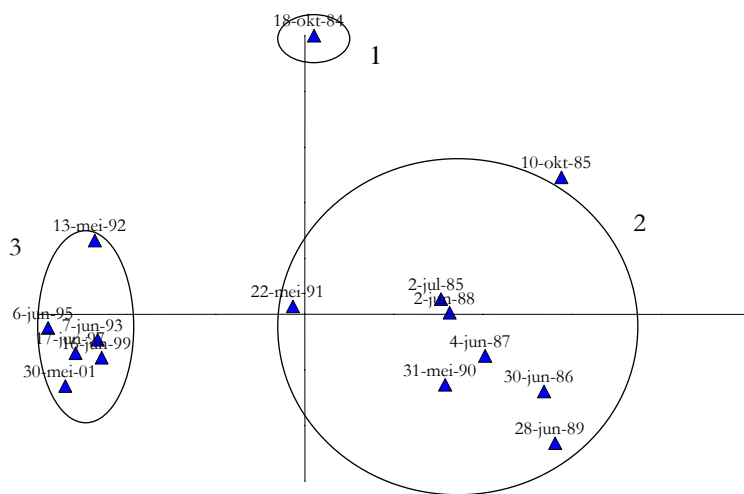
Figuur 3.16 Temporele veranderingen in de kjeldahl-N concentratie op de locatie ONIER200



Figuur 3.17 Temporele veranderingen in de nitrietconcentratie op de locatie ONIER200

Locatie OECKE800

De taxasamenstelling op locatie OECKE800 is mogelijk abrupt veranderd tussen mei 1991 en mei 1992 (figuur 3.18 en tabel 3.12).



Figuur 3.18 PCO diagram (Bray Curtis) van de locatie OECKE800

Tabel 3.12 Overzicht clusteringskarakteristieken FLEXCLUS analyse van de locatie OECKE800

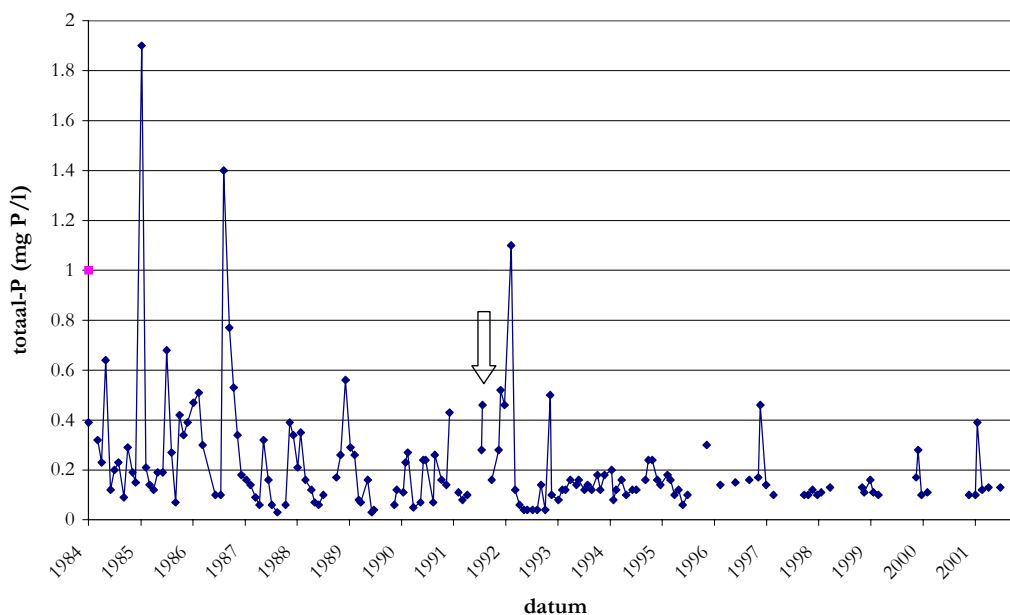
cluster	aantal monsters	interne homogeniteit	meest gelijkend op cluster	overeenkomst met meest gelijkende cluster	isolatie
1	1	1.000	3	0.2283	4.3803
2	8	0.6007	3	0.3224	1.8632
3	6	0.4355	2	0.3224	1.3507

De monsters van cluster 1 bevatten gemiddeld 20 taxa en 647 individuen. De monsters van cluster 3 bevatten gemiddeld 36 taxa en 274 individuen. Het gemiddelde aantal taxa in een monster is dus aanzienlijk gestegen gaande van cluster 1 naar cluster 3. Met de aanwezigheid van zeven (indirect) typerende taxa is de overgang van cluster 2 naar cluster 3 aangemerkt als een abrupte verandering in de samenstelling van de levensgemeenschap (tabel 3.13). De biotische karakteristieken impliceren dat de abrupte verandering in de samenstelling van de levensgemeenschap veroorzaakt is door een afname van de organische belasting. *Chironomus sp.*, een indicator voor polysaprobe omstandigheden, was in hoge aantallen aanwezig in de monsters van cluster 2 (indirect typerend), maar niet in de monsters van cluster 3. *Microtendipes sp.*, een indicator voor mesosaprobe omstandigheden, was typerend voor cluster 3 maar ontbrak in de monsters van cluster 2.

Tabel 3.13 Typerende en indirect typerende taxa van locatie OECKE800 voor de clusters 2 en 3 met hun indicatie voor de biotische karakteristieken stroming en saprobie

overgang	cluster	taxonnaam	indicatie	stroming	saprobie
2-3	2	Chironomus sp	indirect typerend	3	PS
2-3	2	Chironomus sp	typerend	3	PS
2-3	3	Tanytarsus sp	indirect typerend	3	N
2-3	3	Athripsodes cinereus	typerend	3	N
2-3	3	Baetis vernus	typerend		
2-3	3	Limoniidae	typerend		
2-3	3	Microtendipes sp	typerend	N	MS
2-3	3	Paracladopelma nigrifula	typerend	N	N
2-3	3	Tanytarsus sp	typerend	3	N

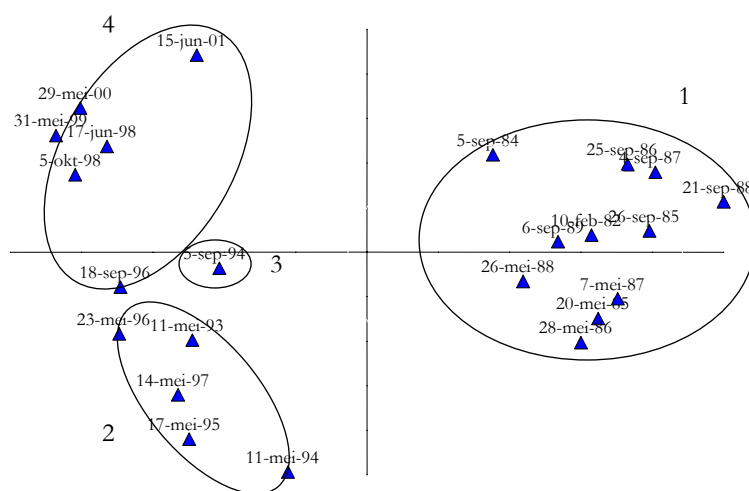
De temporele veranderingen in alle milieuvariabelen die regelmatig zijn gemeten tussen 1984 en 2001 zijn weergegeven in bijlage 8. De abrupte verandering van de biologie tussen 1991 en 1992 kan niet worden verklaard aan de hand van de patronen in de abiotische gegevens. De concentratie van geen van de milieuvariabelen is geleidelijk afgenomen tussen 1984 en 2001 (bijlage 8). Daarnaast hebben ook geen duidelijke abrupte veranderingen in de milieumomstandigheden plaatsgevonden (bijlage 8), met uitzondering van het verdwijnen van extreme pieken in de totaalfosfaatconcentratie na 1993 (figuur 3.19). Het verdwijnen van deze pieken kan echter een artefact zijn, doordat vanaf 1995 minder vaak metingen zijn verricht. Het is mogelijk dat de Eckeltsebeek na 1991 minder werd belast met organisch materiaal door ingebruikname van de RWZI Gennep. Opvallend is dat de samenstelling van de levensgemeenschap wel wijst op een afname van de organische belasting, maar de milieuvariabelen niet. Het ontbreken van abrupte veranderingen in de milieumomstandigheden in combinatie met abrupte veranderingen in de taxasamenstelling lijkt te wijzen op een 'omslagpunt'. Een 'omslagpunt' gaat echter samen met geleidelijke veranderingen in milieumomstandigheden, waarvan geen sprake is geweest (bijlage 8). Het vermoeden bestaat dat bepaalde milieuvariabelen die niet zijn gemeten, zoals droogval of piekafvoeren, de 'omslag' in biologie tot gevolg hebben gehad, of dat andere milieumomstandigheden geleidelijk zijn veranderd. Veel van de meetreeksen waren niet compleet (BZV, kjeldahl-N, totaalstikstof nitriet, nitraat, orthofosfaat), waardoor interpretatie van de gegevens is bemoeilijkt.



Figuur 3.19 Temporele veranderingen in de totaalafosfaatconcentratie op de locatie OECKE800

Locatie OBBME300

Op locatie OBBME300 is mogelijke sprake geweest van een abrupte verandering in taxasamenstelling tussen september 1989 en mei 1993 (figuur 3.20 en tabel 3.14). Aangezien monsters van de jaren tussen 1989 en 1993 ontbraken was het niet mogelijk vast te stellen of er daadwerkelijk sprake is geweest van een abrupte verandering. Verder onderzoek naar deze mogelijke abrupte verandering is daarom niet uitgevoerd. Op basis van het PCO diagram leek er sprake te zijn van een abrupte verandering tussen september 1996 en juni 1998. Na clustering bleek hiervan echter geen sprake te zijn geweest, aangezien beide monsters aan hetzelfde cluster zijn toegevoegd (figuur 3.20 en tabel 3.14).



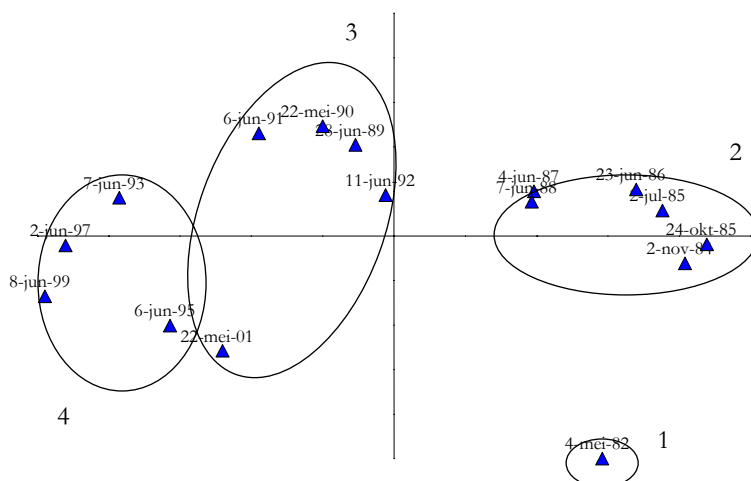
Figuur 3.20 PCO diagram (Bray Curtis) van de locatie OBBME300

Tabel 3.14 Overzicht clusteringskarakteristieken FLEXCLUS analyse van de locatie OBBME300

cluster	aantal monsters	interne homogeniteit	meest gelijkend op cluster	overeenkomst met meest gelijkende cluster	isolatie
1	11	0.4792	2	0.2872	1.6686
2	5	0.6176	4	0.3497	1.7661
3	1	1.0000	4	0.1244	8.0380
4	6	0.4982	2	0.3497	1.4245

Locatie OSWAL900

De resultaten van de PCO analyse duiden op een mogelijke abrupte verandering tussen juni 1988 en juni 1992 (figuur 3.21 en tabel 3.15). Monsters van de jaren tussen 1988 en 1992 ontbraken, waardoor deze verandering in taxasamenstelling niet verder is onderzocht. Op basis van de groepering van de monsters leek er een abrupte verandering in de taxasamenstelling te hebben plaatsgevonden tussen juni 1992 en juni 1993 (figuur 3.21). FLEXCLUS deelde het monster van mei 2001 echter toe aan cluster 3 in plaats van cluster 4 (figuur 3.21 en tabel 3.15), waardoor de monsters van cluster 3 en 4 elkaar niet chronologisch hebben opgevolgd.



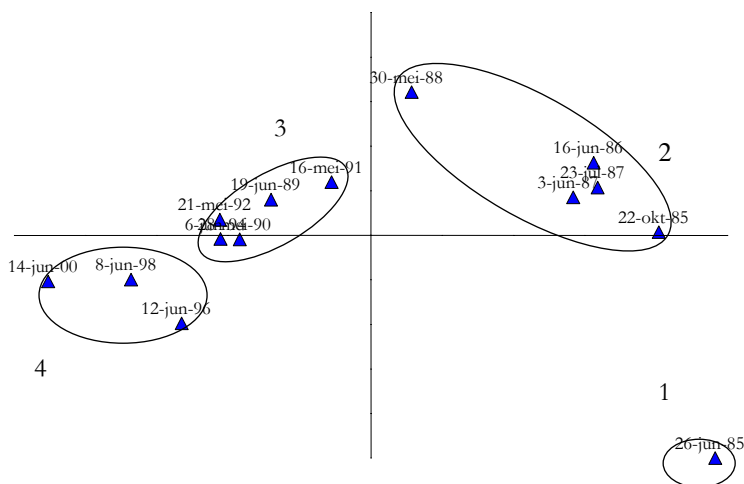
Figuur 3.21 PCO diagram (Bray Curtis) van de locatie OSWAL900

Tabel 3.15 Overzicht clusteringskarakteristieken FLEXCLUS analyse van de locatie OSWAL900

cluster	aantal monsters	interne homogeniteit	meest gelijkend op cluster	overeenkomst met meest gelijkende cluster	isolatie
1	1	1.000	2	0.3263	3.0649
2	6	0.7110	3	0.4754	1.4956
3	5	0.5362	4	0.4984	1.0759
4	4	0.5720	3	0.4984	1.1477

Locatie OGEUL900

De taxasamenstelling op locatie OGEUL900 is mogelijk abrupt veranderd tussen mei 1988 en juni 1989 en tussen juni 1994 en juni 1996 (figuur 3.22 en tabel 3.16).



Figuur 3.22 PCO diagram (Bray Curtis) van de locatie OGEUL900

Tabel 3.16 Overzicht clusteringskarakteristieken FLEXCLUS analyse van de locatie OGEUL900

cluster	aantal monsters	interne homogeniteit	meest gelijkend op cluster	overeenkomst met meest gelijkende cluster	isolatie
1	1	1.000	2	0.3141	3.1839
2	5	0.6789	3	0.5029	1.3498
3	5	0.7158	4	0.6386	1.1208
4	3	0.6284	3	0.6386	0.9841

De monsters van cluster 2 bevatten gemiddeld 20 taxa en 620 individuen. De monsters van cluster 3 bevatten gemiddeld 33 taxa en 442 individuen. De monsters van cluster 4 bevatten gemiddeld 32 taxa en 797 individuen. Het gemiddelde aantal taxa in een monster is dus aanzienlijk gestegen gaande van cluster 2 naar cluster 3. De overgang van cluster 2 naar cluster 3 en de overgang van cluster 3 naar 4 werd geïndiceerd door respectievelijk 12 en 15 (indirect) typerende taxa (tabel 3.17). Voor de meeste typerende taxa was geen indicatie beschikbaar voor stroming en saprobie (tabel 3.17).

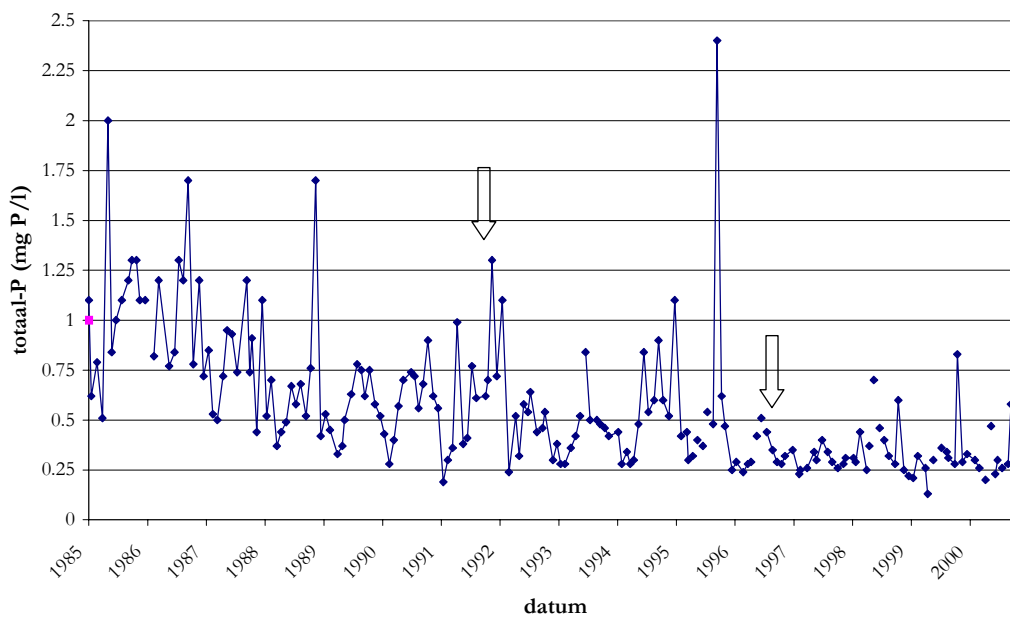
Tabel 3.17 Typerende en indirect typerende taxa van locatie OGEUL900 voor de clusters 2, 3 en 4 met hun indicatie voor de biotische karakteristieken stroming en saprobie

overgang	cluster	taxonnaam	indicatie	stroming	saprobie
2-3	2	Asellus aquaticus	indirect typerend	3	AS
2-3	2	Proasellus meridianus	indirect typerend	3	BS
2-3	3	Baetis scambus	indirect typerend		
2-3	3	Hydracarina	indirect typerend		
2-3	3	Baetis scambus	typerend		
2-3	3	Ceratopogonidae	typerend	3	N
2-3	3	Conchapelopia cf	typerend		
2-3	3	Cryptochironomus sp	typerend	3	BS
2-3	3	Cricotopus trifasciatus	typerend		
2-3	3	Dicranota sp	typerend		
2-3	3	Orthocladius sp	typerend		
2-3	3	Rheocricotopus chalybeatus	typerend	5	N
2-3	3	Rhyacophila sp	typerend		
3-4	3	Baetis scambus	indirect typerend		

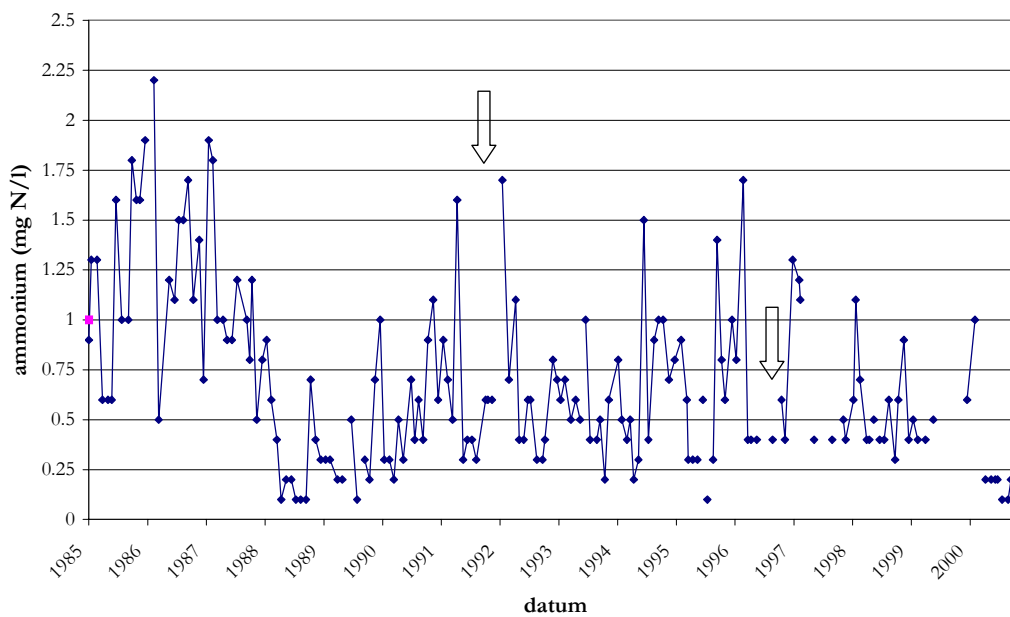
overgang	cluster	taxonnaam	indicatie	stroming	saprobie
3-4	3	Micropsectra sp	indirect typerend	3	OB
3-4	3	Brillia longifurca	typerend	5	OS
3-4	3	Conchapelopia cf	typerend		
3-4	3	Cricotopus bicinctus	typerend		
3-4	3	Cricotopus trifasciatus	typerend		
3-4	3	Orthocladus sp	typerend		
3-4	3	Psychoda sp	typerend	2	PS
3-4	3	Rheocricotopus chalybeatus	typerend	5	N
3-4	4	Microtendipes gr chloris	indirect typerend		
3-4	4	Ancylus fluviatilis	typerend	4	OS
3-4	4	Athripsodes cinereus	typerend	3	N
3-4	4	Elmis sp larve	typerend		
3-4	4	Limnius volckmari	typerend		
3-4	4	Microtendipes gr chloris	typerend		
3-4	4	Psychomyia pusilla	typerend		

In bijlage 8 zijn de temporele veranderingen in alle milieuv variabelen die regelmatig zijn gemeten tussen 1985 en 2000 weergegeven. De belangrijkste veranderingen in milieumomstandigheden zijn weergegeven in figuur 3.23 t/m 3.25. De totaalfosfaat- en orthofosfaatconcentratie zijn geleidelijk afgenomen tussen 1985 en 2000 (figuur 3.23 en bijlage 8). De ammonium- en nitrietconcentratie zijn (vrij) abrupt af genomen tussen 1986 en 1988 (figuur 3.24 en bijlage 8), met waarschijnlijk als gevolg de abrupte veranderingen in de samenstelling van de levensgemeenschap. Verder is ook het biologisch zuurstofverbruik af genomen tussen 1985 en 1988 (figuur 3.25). De abrupte afname van de ammonium- en nitrietconcentratie is waarschijnlijk het gevolg geweest van de uitbreiding van de RWZI Maastricht-Limmel in 1987 (met 27.000 vervuilingseenheden) en tussen 1987 en 1988 (met 50.000 vervuilingseenheden), waarbij de organische belasting is teruggedrongen.

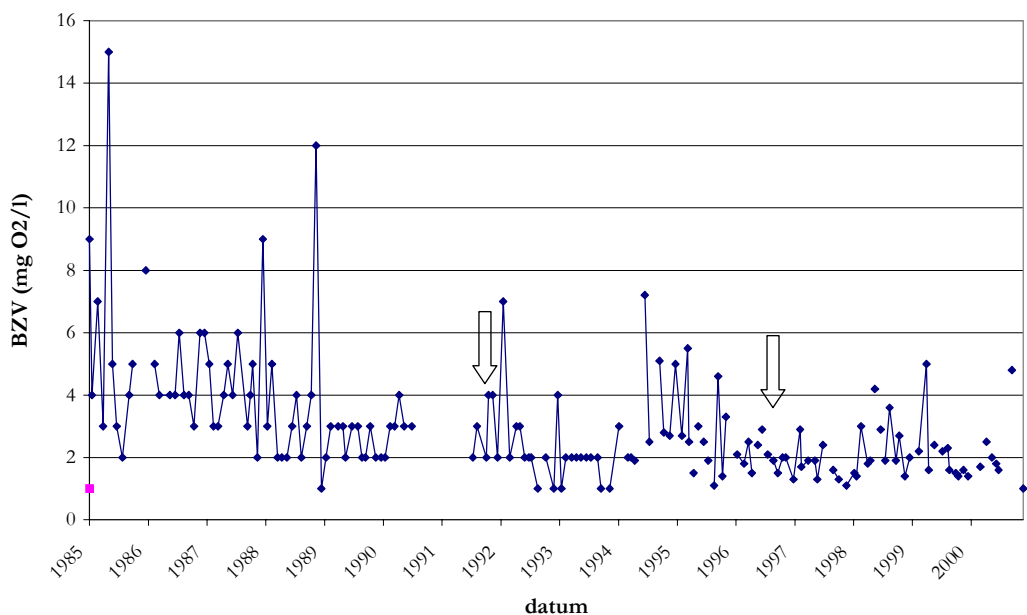
De abrupte verandering in de samenstelling van de levensgemeenschap tussen 1994 en 1996 kan niet worden verklaard op basis van de veranderingen in de gemeten abiotische variabelen. Wel is bekend dat in 1996 en 1998 het aantal aangeboden vervuilingseenheden op de RWZI Maastricht-Limmel lager was dan in voorgaande jaren. Tevens is bekend dat in 1993 de hydraulische capaciteit van RWZI Wijlre is verbeterd en de kwaliteit van het effluent is verbeterd door middel van een extra nabezinktank en een groene buffer. Om deze redenen en omdat een 'omslagpunt' samen gaat met geleidelijke veranderingen in milieumomstandigheden, welke niet zijn geconstateerd (bijlage 8), kan niet met zekerheid worden gezegd dat een 'omslag' heeft plaatsgevonden. Het is in dit geval aannemelijk dat geleidelijke of abrupte veranderingen in niet gemeten milieuv variabelen, zoals droogval of piekafvoeren, de veranderingen in de samenstelling van de levensgemeenschap hebben veroorzaakt. Aangezien de macrofauna gegevens van het jaar 1995 ontbreken, kan tevens niet met zekerheid worden gesteld of sprake is geweest van een abrupte verandering in de taxasamenstelling.



Figuur 3.23 Temporele veranderingen in de totaalfosfaatconcentratie op de locatie OGEUL900



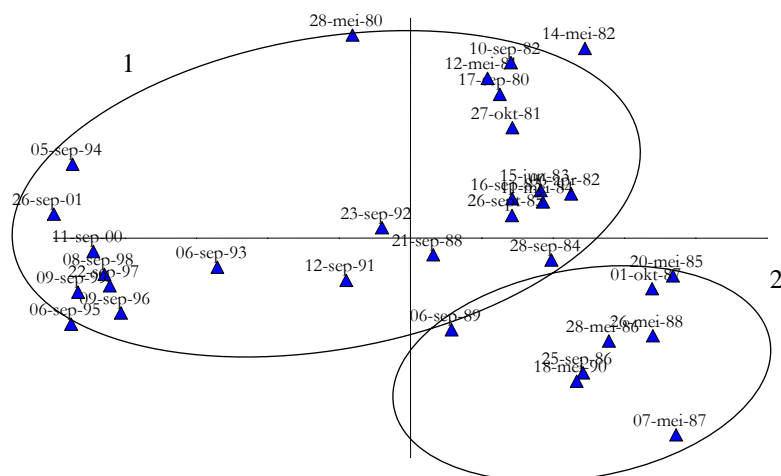
Figuur 3.24 Temporele veranderingen in de ammoniumconcentratie op de locatie OGEUL900



Figuur 3.25 Temporele veranderingen in het biologisch zuurstof verbruik op de locatie OGEUL900

Locatie OROER100

De resultaten van de PCO analyse duiden niet op een mogelijke abrupte verandering in de samenstelling van de levensgemeenschap (figuur 3.26 en tabel 3.18).



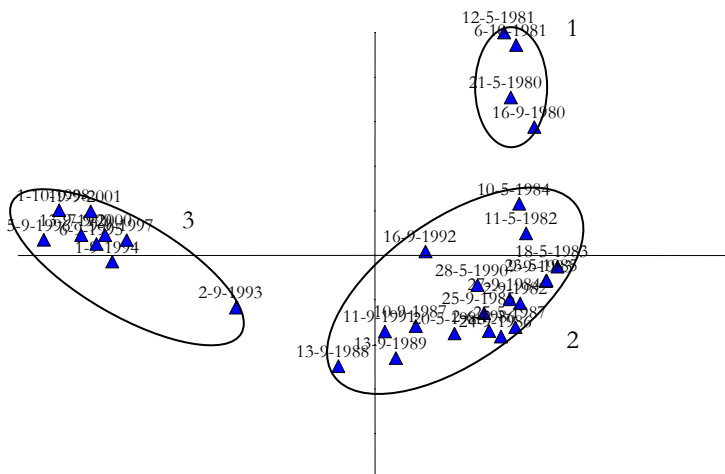
Figuur 3.26 PCO diagram (Bray Curtis) van de locatie OROER100

Tabel 3.18 Overzicht clusteringskarakteristieken FLEXCLUS analyse van de locatie OROER100

cluster	aantal monsters	interne homogeniteit	meest gelijkend op cluster	overeenkomst met meest gelijkende cluster	isolatie
1	23	0.6037	2	0.6154	0.9809
2	9	0.6243	1	0.6154	1.0144

Locatie OWORM100

De groepering van de monsters in figuur 3.27 en tabel 3.19 duidt op een mogelijke abrupte verandering in taxasamenstelling tussen oktober 1981 en mei 1982 en tussen september 1992 en september 1993.



Figuur 3.27 PCO diagram (Bray Curtis) van de locatie OWORM100

Tabel 3.19 Overzicht clusteringskarakteristieken FLEXCLUS analyse van de locatie OWORM100

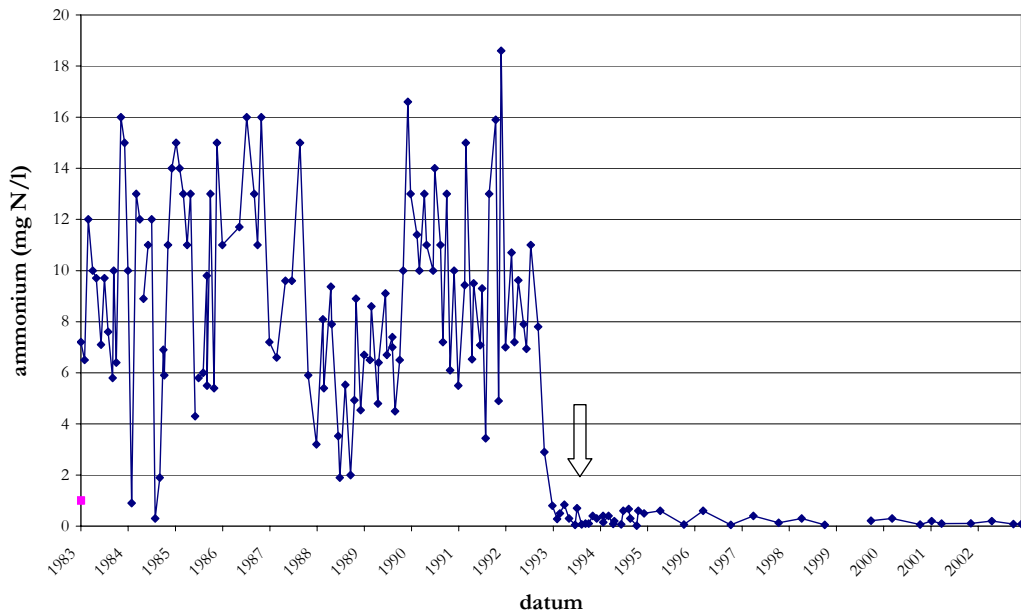
cluster	aantal monsters	interne homogeniteit	meest gelijkend op cluster	overeenkomst met meest gelijkende cluster	isolatie
1	4	0.7010	2	0.3054	2.2953
2	18	0.6058	1	0.3054	1.9838
3	9	0.5567	2	0.1890	2.9451

De monsters van cluster 1 bevatten gemiddeld 4 taxa en 127 individuen. De monsters van cluster 2 bevatten gemiddeld 19 taxa en 1270 individuen. De monsters van cluster 3 bevatten gemiddeld 32 taxa en 402 individuen. Het gemiddelde aantal taxa in een monster is dus aanzienlijk gestegen gaande van cluster 1 naar cluster 2 en van cluster 2 naar cluster 3. De overgang van cluster 1 naar cluster 2 werd gekenmerkt door een totaal aan zeven (indirect) typerende taxa en de overgang van cluster 2 naar cluster 3 werd gekenmerkt door 20 (indirect) typerende taxa (tabel 3.20). Beide overgangen zijn op basis van het aantal typerende taxa aangemerkt als abrupte veranderingen in de taxasamenstelling. Het gemiddeld zeer lage aantal taxa in de monsters van cluster 1 doet vermoeden dat de abrupte verandering in ieder geval gedeeltelijk het gevolg is van een verhoogde inspanning bij bemonstering en uitzoeken van de monsters. De biotische karakteristieken indiceren dat de verandering in taxasamenstelling tussen cluster 2 en 3 het gevolg is geweest van een afname van de organische belasting. Waar een groot aantal van de typerende taxa van cluster 3 β -mesosaprobe omstandigheden indiceren, indiceren de typerende taxa van cluster 2 alleen polysaprobe en α -mesosaprobe omstandigheden.

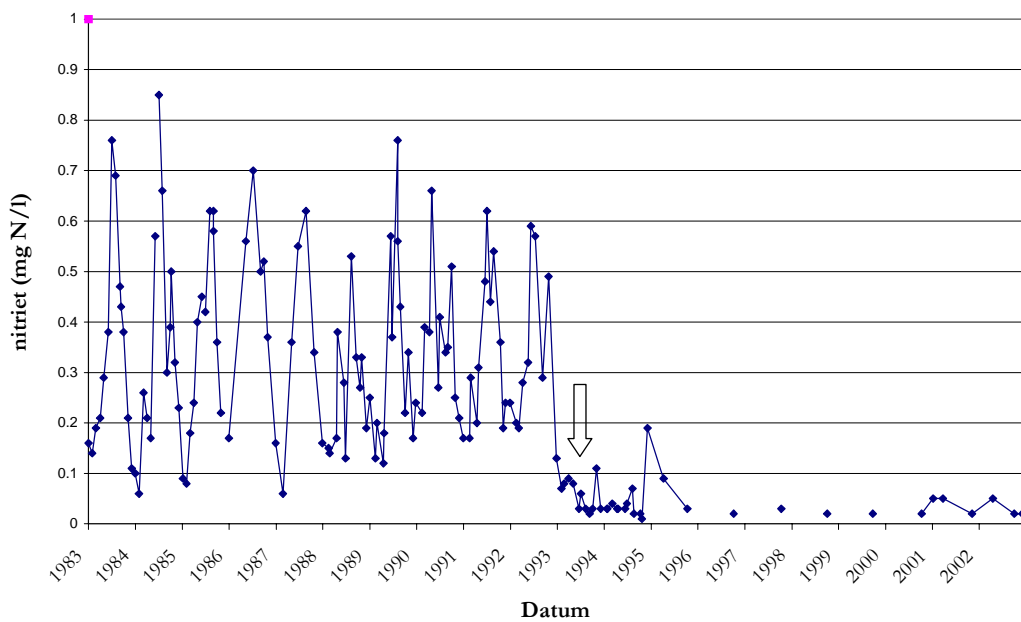
Tabel 3.20 Typerende en indirect typerende taxa van locatie OWORM100 voor de clusters 2 en 3 met hun indicatie voor de biotische karakteristieken stroming en saprobie

overgang	cluster	taxonnaam	indicatie	stroming	saprobie
1-2	2	Cricotopus gr sylvestris	typerend		
1-2	2	Erpobdella octoculata	typerend	3	AS
1-2	2	Helobdella stagnalis	typerend	2	AS
1-2	2	Physa acuta	typerend	1	AS
1-2	2	Polypedilum pedestre agg	typerend		
1-2	2	Proasellus coxalis	typerend	3	AS
1-2	2	Proasellus coxalis	indirect typerend	3	AS
1-2	2	Baetis vernus	typerend		
2-3	2	Chironomus sp	typerend	3	PS
2-3	2	Chironomus sp	indirect typerend	3	PS
2-3	2	Physa acuta	typerend	1	AS
2-3	2	Polypedilum pedestre agg	typerend		
2-3	2	Proasellus coxalis	indirect typerend	3	AS
2-3	2	Simulium gr ornatum	typerend		
2-3	3	Baetis fuscatus	typerend	5	BS
2-3	3	Cyrnus trimaculatus	typerend	N	BS
2-3	3	Dugesia lugubris/polychroa	typerend	2	BS
2-3	3	Dugesia tigrina	typerend	N	AS
2-3	3	Echinogammarus berilloni	typerend		
2-3	3	Elmis sp	typerend		
2-3	3	Hydracarina	typerend		
2-3	3	Hydropsyche contubernalis	typerend	5	N
2-3	3	Hydropsyche exocellata	typerend	5	N
2-3	3	Hydropsyche pellucidula	typerend	5	BS
2-3	3	Hydroptila sp	typerend		
2-3	3	Microtendipes gr chloris	typerend		
2-3	3	Potamopyrgus antipodarum	typerend	N	BS
2-3	3	Psychomyia pusilla	typerend		
2-3	3	Sphaerium corneum	typerend		

De temporele veranderingen in alle milieuv variabelen die regelmatig zijn gemeten tussen 1983 en 2001 zijn weergegeven in bijlage 8. Fysisch-chemische gegevens van 1980 en 1981 waren niet beschikbaar. Het is daarom onduidelijk of de verandering in taxasamenstelling tussen 1981 en 1982 gerelateerd was aan veranderingen in milieuomstandigheden. De belangrijkste veranderingen in milieuomstandigheden zijn weergegeven in figuur 3.28 en 3.29. De abrupte verandering in taxasamenstelling tussen 1993 en 1994 viel samen met een abrupte verandering in milieuomstandigheden. Zowel de ammonium- als nitrietconcentratie zijn abrupt afgenomen in 1992 (figuur 3.28 en 3.29), wijzend op een ingreep om de organische belasting van het riviertje terug te dringen. Naast de abrupte afname van de ammoniumconcentratie, zijn de concentraties van andere milieuv variabelen, zoals totaal- en orthofosfaat geleidelijk afgenomen (bijlage 8). In 1988 veranderden de ammoniumconcentratie ook al abrupt. Vervolgens namen de waarden in 1989 weer hun oorspronkelijke waarde aan om in 1992 weer een abrupt af te nemen. De abrupte veranderingen in de ammoniumconcentratie rond 1988-1989 was echter niet terug te vinden in de samenstelling van de levensgemeenschap, waarschijnlijk omdat de ammoniumconcentraties ondanks de abrupte afname nog steeds tot de categorie polysaproob behoorden (Wegl, 1983).



Figuur 3.28 Temporele veranderingen in de ammoniumconcentratie op de locatie OWORM100

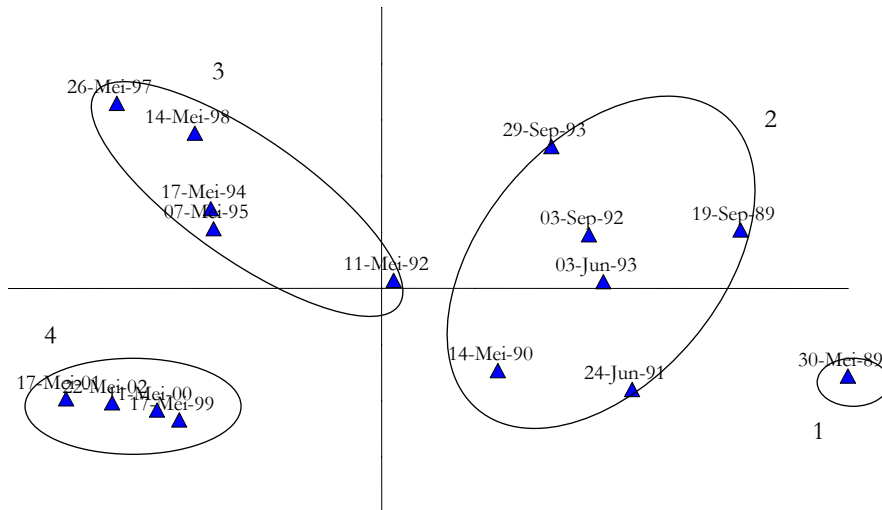


Figuur 3.29 Temporele veranderingen in de nitrietconcentratie op de locatie OWORM100

Locatie BER00

Op locatie BER00 heeft mogelijk een abrupte verandering in de taxasamenstelling plaatsgevonden tussen mei 1998 en mei 1999 (figuur 3.30 en tabel 3.21). Op basis van alleen het PCO diagram leek er mogelijk ook sprake te zijn geweest van een abrupte verandering in taxasamenstelling tussen september 1993 en mei 1994. Het monster van mei 1992 werd bij clustering echter toegedeeld aan cluster 3 in plaats

van cluster 2 (figuur 3.30 en tabel 3.21), waardoor een chronologische overgang ontbrak. Waarschijnlijk is het monster van mei 1992 toegeedeeld aan cluster 3, doordat cluster 2 voor een groot deel bestond uit najaarsmonsters. Wanneer de najaarsmonsters worden weggelaten uit de analyses is een meer geleidelijke verandering in de levensgemeenschap tussen 1989 en 1998 aannemelijk.



Figuur 3.30 PCO diagram (Bray Curtis) van de locatie BER00

Tabel 3.21 Overzicht clusteringskarakteristieken FLEXCLUS analyse van de locatie BER00.

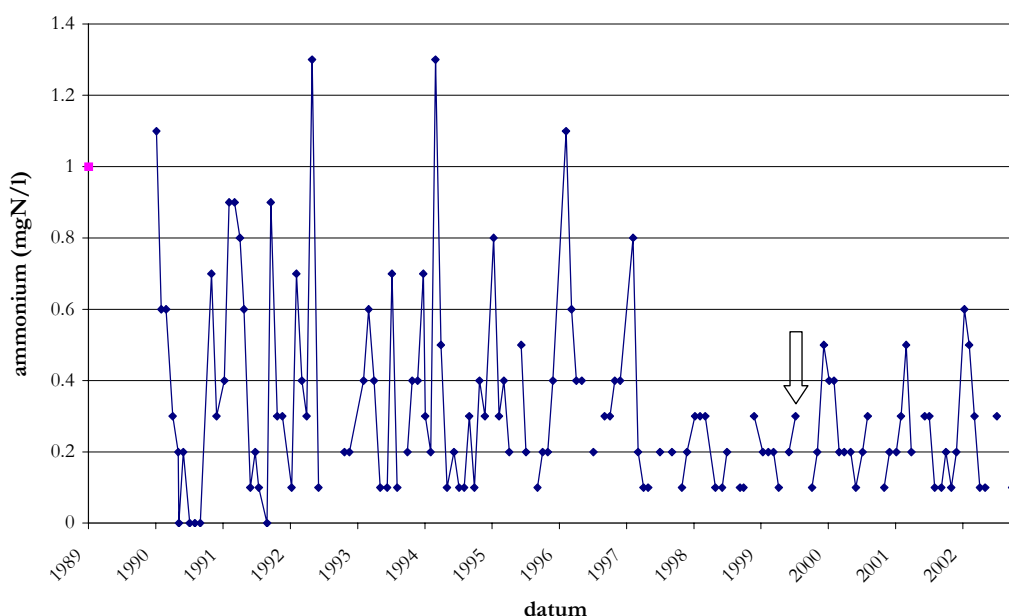
cluster	aantal monsters	interne homogeniteit	meest gelijkend op cluster	overeenkomst met meest gelijkende cluster	isolatie
1	1	1.000	2	0.5873	1.7028
2	6	0.6063	3	0.6610	0.9172
3	5	0.6944	4	0.7010	0.9907
4	4	0.6634	3	0.7010	0.9465

De monsters van cluster 3 bevatten gemiddeld 54 taxa en 597 individuen. De monsters van cluster 4 bevatten gemiddeld 70 taxa en 741 individuen. Het gemiddelde aantal taxa in een monster is dus aanzienlijk gestegen gaande van cluster 3 naar cluster 4. De overgang van cluster 3 naar cluster 4 werd gekenmerkt door de aanwezigheid van 11 (indirect) typerende taxa (tabel 3.22), waarmee de abrupte verandering in taxasamenstelling wordt bevestigd. De abrupte verandering in taxasamenstelling is waarschijnlijk gedeeltelijk het gevolg geweest van veranderingen in het proces van determinatie. Het valt namelijk op dat in de monsters van cluster 4 een andere *Heptagenia* soort is gevonden dan in de monsters van cluster 3, hetzelfde geldt voor het genus *Hydropsyche* (tabel 3.22). Voor de meeste typerende taxa was geen indicatie beschikbaar voor stroming en saprobic (tabel 3.22).

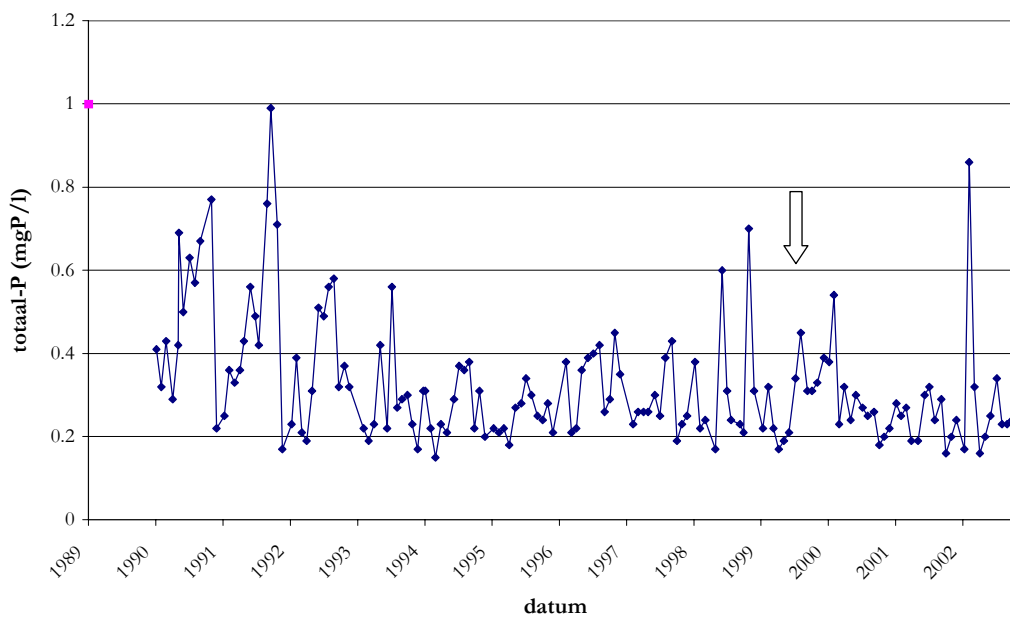
Tabel 3.22 Typerende en indirect typerende taxa van locatie BER00 voor de clusters 3 en 4 met hun indicatie voor de biotische karakteristieken stroming en saprobie

overgang	cluster	taxonnaam	indicatie	stroming	saprobie
3-4	3	Cladotanytarsus sp	typerend	3	N
3-4	3	Heptagenia longicauda	typerend		
3-4	3	Hydropsyche angustipennis	typerend	5	BS
3-4	3	Hydropsyche instabilis	typerend		
3-4	4	Ceraclea dissimilis	typerend		
3-4	4	Heptagenia flava	typerend	5	BS
3-4	4	Hydropsyche siltalai	typerend		
3-4	4	Microtendipes gr chloris	typerend		
3-4	4	Mystacides azurea	typerend		
3-4	4	Potamopyrgus antipodarum	typerend	N	BS
3-4	4	Psychomyia pusilla	typerend		

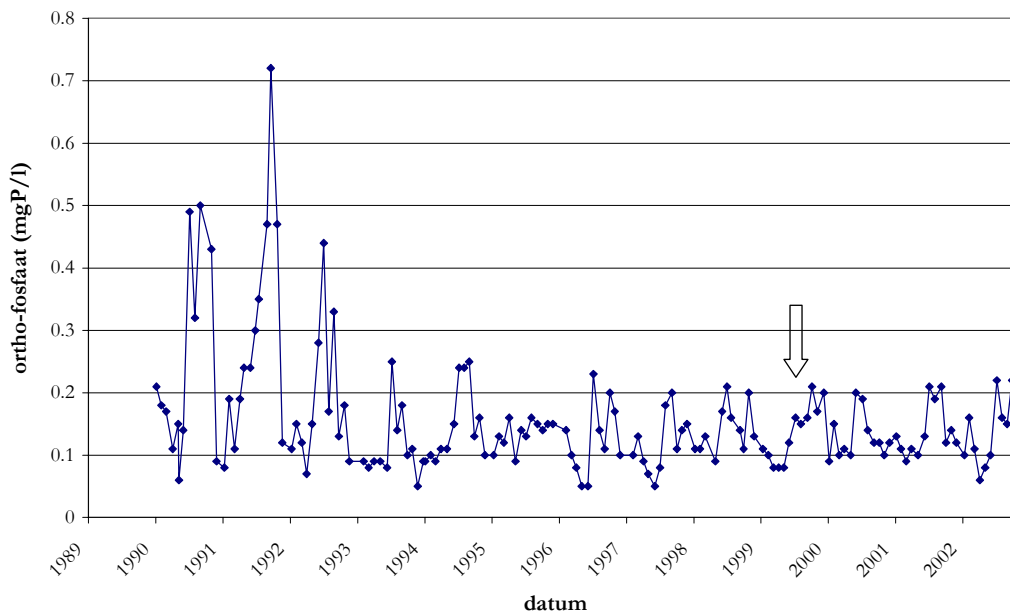
De temporele veranderingen in alle milieuv variabelen die regelmatig zijn gemeten tussen 1989 en 2001 zijn weergegeven in bijlage 8. De belangrijkste veranderingen in milieuumstandigheden zijn weergegeven in figuur 3.31 t/m 3.33. De abrupte verandering in de biologie viel samen met het verdwijnen van extreme pieken in ammoniumconcentratie (figuur 3.31). Het verdwijnen van deze pieken doen een ingreep met betrekking tot het terugdringen van de organische belasting vermoeden. De geleidelijke veranderingen in biologie tussen 1989 en 1998 kunnen gedeeltelijk te maken hebben gehad met een afname van de totaalfosfaat- en orthofosfaatconcentratie tussen 1990 en 1994 (figuur 3.32 en 3.33). De gemeten abiotische variabelen kunnen de veranderingen in de taxasamenstelling tussen 1994 en 1998 niet verklaren. Veranderingen in niet gemeten milieuv variabelen hebben waarschijnlijk een rol gespeeld.



Figuur 3.31 Temporele veranderingen in de ammoniumconcentratie op de locatie BER00



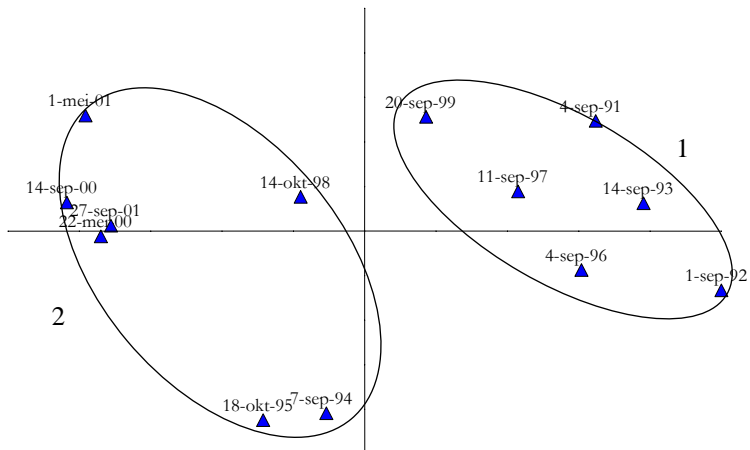
Figuur 3.32 Temporele veranderingen in de totaalfosfaatconcentratie op de locatie BER00



Figuur 3.33 Temporele veranderingen in de orthofosfaatconcentratie op de locatie BER00

Locatie MVEC00

De groepering van monsters in figuur 3.34 en tabel 3.23 wijst op een abrupte verandering in de taxasamenstelling tussen september 1999 en mei 2000. De monsters van september 1994, oktober 1995 en oktober 1998 werden bij clustering echter toegedeeld aan cluster 2 in plaats van cluster 1 (figuur 3.34 en tabel 3.23), op basis waarvan moest worden geconstateerd dat een chronologische overgang ontbrak.



Figuur 3.34 PCO diagram (Bray Curtis) van de locatie MVEC00

Tabel 3.23 Overzicht clusteringskarakteristieken FLEXCLUS analyse van de locatie MVEC00

cluster	aantal monsters	interne homogeniteit	meest gelijkend op cluster	overeenkomst met meest gelijkende cluster	isolatie
1	6	0.5491	2	0.5219	1.0522
2	7	0.6057	1	0.5219	1.1605

4 Discussie, conclusies en aanbevelingen

4.1 Discussie

Op slechts zeven locaties van de in totaal 31 onderzochte locaties bleek sprake te zijn geweest van een abrupte verandering in de samenstelling van de levensgemeenschap. Opvallend was dat het gemiddelde aantal taxa per monster van de clusters waartussen sprake was van een abrupte verandering nogal verschilde. Het gemiddelde aantal taxa per monster was in bijna alle gevallen het hoogst voor de clusters met de meest recente monsters. Nadere bestudering liet zien dat niet altijd sprake was van een abrupte overgang in het gemiddelde taxa, maar eerder van een langzame toename met de jaren. De stijging van het aantal taxa kan het gevolg zijn geweest van een verbeterde de waterkwaliteit of een verhoogde inspanning gedurende het bemonsteren en uitzoeken van de monsters. Het is niet waarschijnlijk dat de toename van het aantal taxa te maken heeft gehad met het determineren, de gegevens zijn namelijk taxonomisch afgestemd voordat de analyse is uitgevoerd. Voorbeeld: in het geval dat in jaren '80 geen Oligochaeta zijn gedetermineerd zouden ze als zodanig moeten zijn genoteerd. Wanneer de Oligochaeta in de jaren '90 wel tot op soort zijn gedetermineerd, waren twee niveaus aanwezig in de dataset en is afgestemd op het niveau van de Oligochaeta. De eventueel verhoogde inspanning die is geleverd met bemonsteren en uitzoeken zal niet de oorzaak geweest van de abrupte overgangen in de samenstelling van de levensgemeenschap. De abrupte veranderingen in taxasamenstelling vielen namelijk meestal samen met abrupte veranderingen in milieuomstandigheden. Het is dus niet aannemelijk dat verhoogde inspanningen hebben geresulteerd in een artefact. De locatie WORM100 was hierop een uitzondering. Het zeer lage gemiddelde aantal taxa van vier per monster in cluster 1, deed vermoeden dat de abrupte verandering in de samenstelling van de levensgemeenschap een artefact was. Verschillen in het gemiddelde aantal individuen per monster tussen de clusters zouden ook kunnen wijzen op verhoogde inspanning gedurende bemonsteren en uitzoeken. Door de grote variatie in het gemiddelde aantal individuen voor de monsters van een cluster, konden echter geen verschillen belangrijke verschillen worden geconstateerd.

Van de zeven locaties (met abrupte verandering in de taxasamenstelling) is op vier locaties duidelijk geen sprake geweest van een 'omslag'. De veranderingen in de taxasamenstelling op deze locaties zijn duidelijk veroorzaakt door abrupte veranderingen in milieuomstandigheden, in de vorm van een afname van de organische belasting. Op drie locaties heeft mogelijk een 'omslag' plaatsgevonden, maar de gegevens versterkten eerder het vermoeden van het tegendeel. Ten eerste wordt door het ontbreken van een monster op locatie OGEUL900 betwijfeld of daadwerkelijk sprake is geweest van een abrupte verandering in de taxasamenstelling op deze locatie. Ten tweede bestonden op locatie BOSOO sterke aanwijzingen (in de vorm van indicaties voor stroming) dat de veranderingen in taxasamenstelling zijn veroorzaakt door een ingreep ter verbetering van de stromingscondities. Ten derde hebben op locatie OECKE800 ingrepen ter verbetering van de organische belasting

plaatsgevonden, wat abrupte veranderingen in milieuomstandigheden aannemelijk maakt (ook al konden deze niet worden afgeleid uit de beschikbare abiotische data). Uiteindelijk heeft op slechts drie van de 31 locaties mogelijk een ‘omslag’ plaatsgevonden. Geconstateerd moet worden dat een aantal milieuvariabelen sturend voor de samenstelling van de macrofauna levensgemeenschap, zoals stroming, permanentie en piekafvoeren (Verdonschot, 1990a, b; STOWA 1993; Olde Venterink *et al.*, 1998; Nijboer, 2004), niet of onvoldoende zijn gemeten op de onderzochte locaties. Zonder informatie met betrekking tot deze milieuvariabelen zal nooit te achterhalen zijn of sprake is geweest van een abrupte verandering in milieuomstandigheden.

De locaties die in deze studie zijn gebruikt om aanwijzingen te vinden voor het bestaan van ‘omslagpunten’ bleken achteraf niet erg geschikt, omdat op veel van de locaties (vooral op locaties in Limburg) ingrepen hebben plaatsgevonden gericht op het terugdringen van de organische belasting. Daarnaast was de organische belasting op de meeste locaties hoog tot zeer hoog. Aangezien voor een ‘omslag’ naar de oorspronkelijke (betere) toestand een waarde moet worden bereikt die veel lager is dan de waarde waarbij de initiële omslag heeft plaatsgevonden, kan het zijn dat de locaties gewoon te belast zijn geweest en niet voldoende geleidelijke verbetering is opgetreden om een omslag te veroorzaken.

Gezien de geringe aanwijzingen in deze studie voor het bestaan van ‘omslagpunten’ in sloten, kanalen, beken en rivieren is de vraag gerezen wanneer er nu eigenlijk sprake is van een ‘omslagpunt’. Nergens in de literatuur wordt namelijk een definitie gegeven voor een ‘omslagpunt’ in de samenstelling van een levensgemeenschap. De definitie van een ‘omslagpunt’ zou gerelateerd moeten zijn aan de snelheid waarmee een organisme kan reageren op veranderingen in milieuomstandigheden. Fytoplankton kan bijvoorbeeld door zijn relatief korte levenscyclus veel sneller reageren op veranderingen in milieuomstandigheden dan macrofauna (Johnson *et al.*, in press.). Hierdoor kan het lijken of er een ‘omslag’ optreedt in de fytoplankton gemeenschap, terwijl wanneer de reactiesnelheid van het fytoplankton zou worden vertaald naar de reactiesnelheid van macrofauna misschien een heel ander conclusie zou worden getrokken. Kortom, bij de interpretatie van ‘omslagpunten’ zou altijd gerefereerd moeten worden aan de reactiesnelheid van een organismegroep. Aangezien het bestaan van ‘omslagen’ en ‘alternatieve stabiele toestanden’ vooral is gebaseerd op informatie van organismen met een korte levenscyclus en een hoge reactiesnelheid (zoals diatomeeën, fytoplankton en zoöplankton) is nadere bestudering van het begrip ‘omslagpunt’ van belang.

4.2 Conclusies

De belangrijkste conclusies naar aanleiding van deze studie zijn:

- (1) Het is niet mogelijk om op basis van velddata definitieve uitspraken te doen over het optreden van 'omslagpunten' in de onderzochte aquatische ecosystemen. De resultaten van deze studie sluiten niet uit dat 'omslagen' kunnen optreden, maar maken het optreden van 'omslagpunten' ook niet erg aannemelijk.
- (2) Ingrepen gericht op het terugdringen van organische belasting hebben over het algemeen abrupte veranderingen in de samenstelling van de levensgemeenschap tot gevolg (in positieve zin).
- (3) Geleidelijke veranderingen in de samenstelling van de macrofauna levensgemeenschap weerspiegelden niet alleen veranderingen in milieuomstandigheden maar tevens veranderingen in de wijze van bemonsteren, uitzoeken en determineren.

4.3 Aanbevelingen

Met het oog op de toekomst is het belangrijk dat continue debiet- en zuurstofmetingen worden opgenomen in de monitoringprogramma's voor beken. Uit veel studies is namelijk gebleken dat stroming, permanentie en piekafvoeren sturend zijn voor de samenstelling van de macrofauna levensgemeenschap (Verdonschot, 1990a, b; STOWA 1993; Olde Venterink *et al.*, 1998; Nijboer, 2004). Om deze reden zijn debietmetingen onmisbaar om veranderingen in de samenstelling van de levensgemeenschap te kunnen verklaren. In sloten zouden om dezelfde reden waterstanden moeten worden gemeten om te kunnen vaststellen wanneer droogval optreedt. Stroming is niet alleen sturend vanwege de fysische stress (in de vorm van onder andere piekafvoeren) maar ook vanwege de grote invloed op de zuurstofvoorziening van het water. De zuurstofconcentratie is een sleutelfactor die van direct belang is voor de overleving van macrofauna soorten (Nijboer, 2004). Zuurstofconcentraties kunnen sterk wisselen afhankelijk van het tijdstip van de dag en de weersomstandigheden. Incidentele zuurstofmetingen kunnen daarom niet worden gerelateerd aan veranderingen in de samenstelling van de levensgemeenschap. Een goed beeld van de heersende zuurstofcondities in een beek door middel van continue metingen is belangrijk om de veranderingen in de samenstelling van de levensgemeenschap te kunnen relateren aan de zuurstofcondities.

Verder is het van belang dat monitoring consequent wordt uitgevoerd. Een voorbeeld hiervan is dat elk jaar gedurende dezelfde periode (seizoen) wordt bemonsterd. De taxasamenstelling van macrofauna gemeenschappen mag dan minder seizoensvariatie vertonen dan fytoplankton en zoöplankton gemeenschappen, toch kan seizoensvariatie het algemene beeld verstoren. Een goed voorbeeld hiervan was locatie BER00 (hoofdstuk 3). Een ander voorbeeld is een toename van de inspanning gedurende het bemonsteren en uitzoeken van macrofauna in de tijd met als gevolg een toename van het aantal taxa. Het consequent uitvoeren van monitoring is belangrijk om in de toekomst te voorkomen dat veranderingen in de

samenstelling van de levensgemeenschap ten onrechte worden toegeschreven aan veranderingen in milieuomstandigheden.

In de discussie zijn de problemen aangekaart die samengaan met het analyseren van bestaande tijdreeksen. Omdat deze problemen niet kunnen worden opgelost, zullen experimenten moeten worden uitgevoerd om vast te kunnen stellen of 'omslagen' in ecosystemen van beken, rivieren, kanalen en sloten voorkomen. Bij het opzetten van dergelijke (veld)experimenten moet met een aantal dingen rekening worden gehouden. Ten eerste kan het na een abrupte verandering soms lang duren voordat de originele populatie terugkeert, zodat het alleen lijkt of er sprake is van een 'alternatieve stabiele toestand' (Scheffer & Carpenter, 2003). De keuze voor systemen die snel reageren op veranderingen heeft daarom de voorkeur. Ten tweede mag de terugkeer van de originele populatie mag nooit gehinderd worden door isolatie (Scheffer & Carpenter, 2003). Ten derde is het aan te raden om de meer natuurlijke niet beïnvloede situatie als uitgangspunt te nemen en vervolgens de milieuomstandigheden te manipuleren. Hiermee wordt voorkomen dat bijvoorbeeld nutriëntgehalten niet limiterend zijn waardoor geen veranderingen in de taxasamenstelling optreden.

In deze studie zijn niet veel aanknopingspunten gevonden voor het bestaan van 'omslagpunten' in de onderzochte aquatische ecosystemen. Hierdoor is geen informatie beschikbaar met betrekking tot de milieuomstandigheden waaronder 'omslagpunten' eventueel zouden kunnen optreden. Het ontbreken van deze informatie bemoeilijkt de opzet van (veld)experimenten. Het is daarom raadzaam alvorens te denken aan (veld)experimenten eerst uitgebreid de bestaande literatuur met betrekking tot 'omslagpunten' en 'alternatieve stabiele toestanden' te bestuderen. Het nader analyseren van situaties waarin 'omslagpunten' of 'alternatieve stabiele toestanden' zijn geconstateerd, kan handvaten opleveren voor de opzet van (veld)experimenten.

Literatuur

- Arnott, S.E., Keller, B., Dillon, P.J., Yan, N., Paterson, M. & Findley, D., 2003. Using temporal coherence to determine the response to climate change in boreal shield lakes. *Environmental Monitoring and Assessment* 88: 365-388.
- Attrill, M.J. & Power, M., 2000. Effects on invertebrate populations of drought-induced changes in estuarine water quality. *Marine Ecology Progress Series* 203: 133-143.
- Babcock, R.C., Kelly, S., Shears, N.T., Walker, J.W. & Willis, T.J., 1999. Large-scale habitat change in a temperate marine reserve. *Marine Ecology Progress Series* 189: 125-134.
- Blindow, I., 1992. Long- and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology* 28: 15-27.
- Blindow, I., Anderson, G., Hargeby, A. & Johansson, S., 1993. Long-term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology* 30: 159-167.
- Boesch, D.F., 1977. Application of numerical classification in ecological investigations of water pollution. *Spec. Sc. Rep. 77, Virginia Inst. Mar. Sc.*, 144p.
- Chiba, S. & Saino, T., 2002. Interdecadal change in the upper water column environment and spring diatom community structure in the Japan Sea: an early summer hypothesis. *Marine Ecology Progress Series* 231:23-35.
- Connors, M.E., Hollowed, A.B. & Brown, E., 2002. Retrospective analysis of Bering Sea bottom trawl surveys: regime shift and ecosystem reorganization. *Progress in Oceanography* 55: 209-222.
- Daskalov, G.M., 2003. Long-term changes in fish abundance and environmental indices in the Black Sea. *Marine Ecology Progress Series* 225: 259-270.
- Edmunds, P.J., 2002. Long-term dynamics of coral reefs in St. John, US Virgin Islands. *Coral Reefs* 21: 357-367.
- Findlay, D.L., 2003. Response of phytoplankton communities to acidification and recovery in Killarney park and the experimental lakes area, Ontario. *Ambio* 32: 190-195.
- Holling, C.S., 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annu. Rev. Ecol. Sys.* 4: 1-23.

- Jompa, J. & McCook, L.J., 2003. Coral-algal competition: macroalgae with different properties have different effects on corals. *Marine Ecology Progress Series* 258: 87-95.
- Johnson, R.K., D. Hering & M. Furse (in press.) Comparing the response of fish, macroinvertebrate, macrophyte and diatom assemblages in European streams to human-generated stress. *Hydrobiologia*.
- Kovach, W.L., 1999. MVSP – A Multivariate Statistical Package for Windows, version 3.1. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K.
- Lau, S.S.S. en Lane, S.N., 2002. Biological and chemical factors influencing shallow lake eutrophication: a long term study. *The Science of the Total Environment* 288: 167-181.
- Leentvaar, P., 1979. Comparison of hypertrophy on a seasonal scale in Dutch inland waters. *In: J. Barica & L.R. Mur (eds.). Developments in Hydrology 2: 45-55.*
- Levke, K., Boulinier, T., Stenseth, N.C., Gjøsæter, J., Fromentin, J.M., Hines, J.E. & Nichols, J.D., 2002. Spatio-temporal dynamics of species richness in coastal fish communities. *Proc. R. Soc. Lond. B.* 269: 1781-1789.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J. P., Hector, A., Hooper, D. U., Huston, M. A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D. & Wardle D. A., 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, 294: 804-808.
- May, R.M., 1977. Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature* 269: 417-477.
- McClanahan, T., Polunin, N. & Done, T., 2002. Ecological states and the resilience of coral reefs. *Conservation Ecology* 6 (2): 18.
- McCook, L.J., Jompa, J. & Diaz-Pulido, G., 2001. Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. *Coral Reefs* 19: 400-417.
- Michelutti, N., Laing, T.E. & Smol, J.P., 2001. Diatom assessment of past environmental changes in lakes located near the Noril'sk (Siberia) smelters. *Water, Air, and Soil Pollution* 125: 231-241.
- Nijboer, R.C., 2004. Keylinks: ecologische processen in sloten en beken; I: Theoretisch concept en aanbevelingen voor vervolgonderzoek. Wageningen, Alterra, 89 p.

- Odland, A. & Moral, R. del, 2002. Thirteen years of wetland vegetation succession following a permanent drawdown, Myrkdalen lake, Norway. *Plant Ecology* 162: 185-198.
- Olde Venterink, H., Pieterse, N.M. & Wassen, M.J., 1998. *Ecostream : a response model for aquatic ecosystems in lowland streams*. Utrecht University, Utrecht, 52p.
- Pandolfi, J.M., Bradbury, R.H., Sala, E., Hughes T.P., Bjorndal, K.A., Cooke, R.G., McArdle, D., McClenachan, L., Newman, M.J.H., Paredes, G. Warner, R.R. & Jackson, J.B.C., 2003. Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. *Science* 301: 955-958.
- Reid, P.C., Edwards, M., Hunt, H.G. & Warner, A.J., 1998. Phytoplankton change in the North Atlantic. *Nature* 391: 546.
- Reid, P.C., Holliday, N.P. & Smyth, T.J., 2001. Pulses in the eastern margin current and warmer water off the North West European shelf linked to North Sea ecosystem changes. *Marine Ecology Progress Series* 215: 283-287.
- Ruse, L. & Davison, M., 2000. Long-term data assessment of Chironomid taxa structure and function in the river Thames. *Regulated Rivers: Research and Management* 16: 113-126.
- Scheffer, M. & Carpenter, S.R., 2003. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in Ecology & Evolution* 18: 648-656.
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J.A., Folkes, C. & Walker, B., 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413: 591-596.
- Schindler, D.W., 2001. The cumulative effects of climate warming and other human stresses on Canadian freshwaters in the new millennium. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 18-29.
- Shears, N.T. & Babcock, R.C., 2003. Continuing trophic cascade effects after 25 years of no-take marine reserve protection. *Marine Ecology Progress Series* 246: 1-16.
- Sherman, K., Solow, A., Jossi, J. & Kane, J., 1998. Biodiversity and abundance of the zooplankton of the Northeast Shelf ecosystem. *Journal of Marine Science* 55: 730-738.
- Solow, A.R., 1994. Detecting change in the composition of a multispecies community. *Biometrics* 50: 556-565.
- STOWA, 1993. *Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor sloten.*

STOWA, Utrecht. Rapport 93-15.

Ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P., 2002. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA), 500 p.

Van Tongeren, O., 1986. FLEXCLUS, an interactive flexible cluster program. *Acta Botanica Neerlandica* 35: 137-142. Verdonschot, P.F.M., 1984. The distribution of aquatic oligochaetes in the fenland area of N.W. Overijssel (The Netherlands). *Hydrobiologia* 115: 215-22.

Verdonschot, P.F.M., 1990a. Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel : het netwerk van cenotypen als instrument voor ecologisch beheer, inrichting en beoordeling van oppervlaktewateren. Provincie Overijssel, Zwolle, 301p.

Verdonschot, P.F.M., 1990b. Ecological characterization of surface waters in the province of Overijssel, The Netherlands. Wageningen Agricultural University, Provincie Overijssel, 255p.

Vollenweider, R.A., 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. *Organ. Econ. Coop. Dev. Tech. Rep. DAS/CSI/68.27*, Paris.

Warwick, R.M., Ashman, C.M., Brown, A.R., Clarke, K.R., Dowell, B., Hart, B., Lewis, R.E., Shillabeer, N., Sommerfield, P.J. & Tapp, J.F., 2002. Inter-annual changes in the biodiversity and community structure of the macrobenthos in Tees Bay and the Tees estuary, UK, associated with local and regional events. *Marine Ecology Progress Series* 234: 1-13.

Wegl, R., 1983. Index für die Limnosaprobität. *Wasser und Abwasser* 26: 1-176.

Woodward, G., Jones, J.I. & Hildrew, A.G., 2002. Community persistence in Broadstone Stream (U.K.) over three decades. *Freshwater Biology* 47: 1419-1435.

Bijlage 1 Overzicht van literatuur

Onderstaande tabel geeft een overzicht van een aantal onderzoeken van langjarige datareeksen van aquatische systemen in internationale literatuur. Hierbij moet vermeldt worden dat dit een greep is uit de literatuur en geen volledig overzicht.

<i>nr.</i>	<i>referentie</i>	<i>watertype</i>	<i>biologische groep</i>	<i>soort analyse</i>	<i>lengte studie</i>	<i>resultaten</i>
1	Chiba & Saino, 2002	zee (Japan zee)	diatomeeën	dissimilariteits matrix met Bray Curtis index en daarna clusteranalyse (UPGMA).	1972-1999	Na 'regime shift' van '76-'77 (door klimaatsverandering) geldt in de jaren '80 de 'early summer hypothesis'; zomertaxa komen al in de lente veelvuldig voor. Door nutriënt vermindering limiterende diatomeeën groei: eutroof → oligotroof.
2	Conners, <i>et al.</i> , 2002	zee (Bering zee)	alle voorkomende taxa	non-parametrische analyse m.b.v. CPUE index (= gemiddelde vangst per eenheid inspanning (kg/ha). PCA, detrended en gestandaardiseerd	1963-2000	Abrupte verandering in biomassa van sommige taxa in begin/midden jaren '80, andere taxa een geleidelijke verandering. Omslag valt gelijk met effecten van klimaatverandering in '76-'77.
3	Daskalov, 2003	zee (Zwarte zee)	vissen, fytoplankton	vergelijking colour index door de jaren heen	1915-1993	Vele relaties gevonden. Het fysische milieu was het meest gecorreleerd aan biologische productie en de processen in de zee. Effecten van klimaat 'regime shift' van '76-'77 ook hier te zien.
4	Reid, <i>et al.</i> , 2001; Reid <i>et al.</i> , 1998	Atlantische oceaan (o.a. Noordzee)	fytoplankton (colour index)	PCO (volgens Solow, 1994)	1948-1999	Geen grootschalige 'regime shifts' als bij literatuur 1 t/m 4. Wel jaarlijkse schommelingen.
5	Sherman <i>et al.</i> , 1998	zee (US northeast shelf)	zoöplankton	model	1961-1996	Langzame verandering taxa door toename lengte droogteperiode en verandering door daar aangekoppelde milieuvariabelen zoals temperatuur.
6	Attrill & Power, 2000	estuarium	invertebraten	rate of change of specie-richness, ANCOVA (analyses of covariance) en PCA.	1977-1992	Ruimtelijke verschillen in taxasamenstelling waren groter dan verschillen door de tijd heen. Een aantal plekken lieten wel een verschil door de tijd heen zien, welke 'a priori' voorspeld waren dat ze verstoord waren door andere milieuvariabelen.
7	Lekve <i>et al.</i> , 2002	kustwater	vissen		1953-1996	

<i>nr.</i>	<i>referentie</i>	<i>watertype</i>	<i>biologische groep</i>	<i>soort analyse</i>	<i>lengte studie</i>	<i>resultaten</i>
8	Shears & Babcock, 2003; Babcock <i>et al.</i> , 1999	marine reserve	benthische organismen (zeesterren, algen (kelpenwoud))	Non-parametrische multivariate analyse (NP-MANOVA)	1978-2000	Grootschalige graduele sterfte kelpenwoud in zomer 1992-1993, geen permanente effect. Vanaf 1987 is er een trend in afname zeester-gedomineerde plekken en overname door algen (bruinalgen). Transitie tussen zeester habitat en kelpenwoud hebben geen duidelijke periodieke wisselingen.
9	Warwick <i>et al.</i> , 2002	baai en estuarium (Tees, UK)	macrobenthos	univariate indices en multivariate analyse	1973-1996	In de baai is een 'shift' in taxasamenstelling tussen 1986 en 1988, daarna jaarlijkse variabiliteit in taxasamenstelling groter dan ervoor. De 'shift' valt samen met veranderingen in andere aspecten van 'North Sea ecosystem' (literatuur 7). In estuarium zelf grote 'shift' in taxasamenstelling in 1994, deze valt samen met constructie van een barrière in het estuarium.
10	Pandolfi <i>et al.</i> , 2003; McClanahan <i>et al.</i> , 2002; McCook <i>et al.</i> , 2001; Edmunds, 2002; Jompa & McCook, 2003	zee	koraalriffen, algen	Koraalriffen zijn al lange tijd aan het degraderen, maar pas recent (sinds 50 jaar) zijn een aantal meer gedetailleerde studies over massale sterfte ('regime shift') door uitbraken van ziektes en verstoting door symbiotische algen. De oorzaken van deze effecten kunnen heel verschillend zijn en zijn vaak ook gerelateerd aan elkaar, van overbevissing, vervuiling tot warmer water, sommigen door zowel natuurlijke als menselijk beïnvloeding. Het is vaak meer de interactie van persistente en meervoudige synergistische verstoringen die zorgen voor een permanente ecologische transitie dan een successie van individuele korte verstoringen.		
11	Arnott <i>et al.</i> , 2003	meren (Canada)	fytoplankton en zoöplankton	correlatie gemeten m.b.v. Pearson correlation coefficient	1980-2000	Er is een samenhang met een aantal abiotische variabelen en taxasamenstelling. Graduele verandering soortenrijkdom en biomassa door bijvoorbeeld droogte en daarmee verbonden veranderingen in andere abiotische variabelen. Geen sprake van 'shifts'.
12	Blindow, 1992; Blindow <i>et al.</i> , 1993	meren (ondiep; Zweden)	waterplanten fytoplankton, zoöplankton en vissen	Mann-Whitney U-test en Spearman rank correlation	1983-1991	Shift van troebel naar helder water in één meer en deze 'shifts' tussen twee alternatieve evenwichten zijn meerdere keren te zien in de tijdspan van 1900 tot 1991 in beide meren. Waterniveau fluctuaties en daaraan gerelateerde andere milieuv variabelen veroorzaakten voor het merendeel deze shifts.

<i>nr.</i>	<i>referentie</i>	<i>watertype</i>	<i>biologische groep</i>	<i>soort analyse</i>	<i>lengte studie</i>	<i>resultaten</i>
13	Findlay, 2003	meer	fytoplankton	CA (in SAS) en Pearson correlatie analyse	1998-200	Tot nu toe langzaam herstel naar pH neutraal tot basische omstandigheden.
14	Lau & Lane, 2002	ondiep meer	fytoplankton biomassa	multivariate analyse (factor- en regressie analyse)	1983-1993	Grote seizoensvarieties in fytoplankton biomassa, in elk seizoen bepaald door een aantal variabelen zoals stikstof, fosfor en zoöplankton.
15	Michelutti <i>et al.</i> , 2001	meer	paleolimnologisch geanalyseerde diatomeeën	Bray Curtis dissimilariteits coëfficiënt	Pre-industrieel tot 2001	Geen grote verandering in taxasamenstelling.
16	Odland & del Moral, 2002	meer	vegetatie	DCA en CCA	1987-200	Eerst een snelle ontwikkeling na verlaging waterpeil, daarna een graduele successie, verandering in groeivorm van planten, na 13 jaar nog geen stabiel evenwicht.
17	Woodward <i>et al.</i> , 2002	riviertje	macrofauna	aan-/afwezigheid taxa, k-dominance curves, CANOCO	1974-1997	Relatief persistente gemeenschap, maar duidelijk reactie op pH verandering door de tijd heen. Vanaf 1970 omslag richting een meer basische gemeenschap.
18	Ruse & Davison, 2000	rivier	macrofauna; Chironomidae	CANOCO en univariate analyses	1977-1997	Verandering gedreven door interactie pH en klimaat. Meer dan 48% van de biologische variatie wordt verklaard door de beschikbare chemische en fysische data. Geen grote veranderingen in taxasamenstelling.

Bijlage 2 Overzicht van datareeksen per watertype

watertype	biologie	aantal	jaar range
beek	macrofauna	71	5-22
	diatomeeën	1	5
kanaal	macrofauna	24	5-22
	diatomeeën	8	5-8
	fytoplankton	9	6-10
	macrofyten	11	6-9
meer	macrofauna	1	9
	fytoplankton	6	8-19
	macrofyten	1	9
	zoöplankton	4	5-8
plas	diatomeeën	1	8
	macrofauna	1	9
	diatomeeën	3	7-8
	fytoplankton	12	5-13
rivier	macrofyten	2	6-9
	macrofauna	3	6-22
riviertje	macrofauna	18	5-22
	macrofyten	1	6
sloot	macrofauna	22	5-16
	diatomeeën	8	6-9
	fytoplankton	1	9
	macrofyten	20	5-11
stadswater	macrofauna	1	9
	diatomeeën	3	6-8
	macrofyten	2	9

Bijlage 3 Overzicht van datareeksen per waterschap

Tabel 3.1 *Wetterskip Fryslân.*

<i>watertype</i>	<i>naam</i>	<i>biologische data</i>	<i>aantal monsters</i>	<i>lengte onderzoeksperiode</i>	<i>aantal jaren onderzoek</i>	<i>periode</i>	<i>biologische data beschikbaar</i>	<i>milieugegevens beschikbaar</i>
meer	Heegermeer fluessen (p. 86)	fytoplankton	131	19	19	1984-2002	ja	ja
meer	de Leijen	fytoplankton	84	17	17	1986-2002	ja	ja
meer	Heegermeer fluessen (p. 85)	fytoplankton	58	14	14	1989-2002	ja	ja
meer	de Leijen	macrofyten	9	15	9	1988-2002	ja	ja
meer	de Leijen	zooplankton	20	9	7	1994-2002	ja	ja
meer	Heegermeer fluessen (p. 85)	zooplankton	15	5	5	1998-2002	ja	ja
meer	Heegermeer fluessen (p. 86)	zooplankton	15	5	5	1998-2002	ja	ja

Tabel 3.2 *Waterschap Groot Salland.*

<i>watertype</i>	<i>naam</i>	<i>biologische data</i>	<i>aantal monsters</i>	<i>lengte onderzoeksperiode</i>	<i>aantal jaren onderzoek</i>	<i>periode</i>	<i>biologische data beschikbaar</i>	<i>milieugegevens beschikbaar</i>
riviertje	Vecht bij Berkum (LVE92)	macrofauna	11	13	11	1990-2002	ja	ja
kanaal (wetering)	nieuwe wetering Hoeve brug (RNW74)	macrofauna	9	9	9	1994-2002	ja	ja
kanaal (wetering)	Steen wet. "de Olde Stouwe" (ISW63)	macrofauna	10	9	9	1994-2002	ja	nee
kanaal (wetering)	Steen wet. "de Olde Stouwe" (ISW63)	macrofyten	7	9	7	1994-2002	ja	nee
kanaal (wetering)	nieuwe wetering Hoeve brug (RNW74)	macrofyten	6	6	6	1997-2002	ja	ja
riviertje	Vecht bij Berkum (LVE92)	macrofyten	7	6	6	1997-2002	ja	ja

Tabel 3.3 *Waterschap Hollands Noorderkwartier.*

<i>watertype</i>	<i>naam</i>	<i>biologische data</i>	<i>aantal monsters</i>	<i>lengte onderzoeksperiode</i>	<i>aantal jaren onderzoek</i>	<i>periode</i>	<i>biologische data beschikbaar</i>	<i>milieugegevens beschikbaar</i>
plas (laagveen)	de Poel (528005)	fytoplankton	68	11	10	1986-1996	nee	nee
sloot (veen)	proefgebied II (528016)	fytoplankton	65	9	9	1988-1996	nee	nee

Tabel 3.4 Hoogbeemraadschap Delfland.

<i>watertype</i>	<i>naam</i>	<i>biologische data</i>	<i>aantal monsters</i>	<i>lengte onderzoeks- periode</i>	<i>aantal jaren onderzoek</i>	<i>periode</i>	<i>biologische data beschikbaar</i>	<i>milieugegevens beschikbaar</i>
plas	Plas Delftse Hout 285-11	fytoplankton	76	10	10	1993-2002	nee	nee
kanaal (boezem)	Schie thv Kruithuis 062-02	fytoplankton	25	10	10	1993-2002	ja	ja
kanaal (polder)	Binnenboezem 202-00	fytoplankton	21	9	9	1994-2002	nee	nee
kanaal (polder)	Binnenboezem 202-00	macrofyten	9	9	9	1994-2002	nee	nee
kanaal (boezem)	boezemkanaal 043-02	fytoplankton	21	9	9	1994-2002	ja	ja
kanaal (boezem)	boezemkanaal 043-02	macrofyten	9	9	9	1994-2002	ja	ja
kanaal (boezem)	dorpskade boezemkanaal 004-01	fytoplankton	21	9	9	1994-2002	ja	ja
kanaal (boezem)	dorpskade boezemkanaal 004-01	macrofyten	9	9	9	1994-2002	ja	ja
kanaal (boezem)	Groote Gantel 056-00	fytoplankton	21	9	9	1994-2002	ja	ja
kanaal (boezem)	Groote Gantel 056-00	macrofyten	9	9	9	1994-2002	ja	ja
plas	Plas Delftse Hout 285-11	macrofyten	9	9	9	1994-2002	nee	nee
kanaal (boezem)	Schie Overschie 062-08	fytoplankton	21	9	9	1994-2002	ja	ja
kanaal (boezem)	Schie Overschie 062-08	macrofyten	9	9	9	1994-2002	ja	ja
kanaal (boezem)	Schie thv Kruithuis 062-02	macrofyten	9	9	9	1994-2002	ja	ja
kanaal (boezem)	Vlaardinger boezemkanaal 026-00	fytoplankton	21	9	9	1994-2002	ja	ja
kanaal (boezem)	Vlaardinger boezemkanaal 026-00	macrofyten	9	9	9	1994-2002	ja	ja
kanaal (polder)	Binnenboezem 202-00	diatomeeën	8	8	8	1995-2002	nee	nee
kanaal (polder)	Binnenboezem 202-00	macrofauna	8	8	8	1995-2002	nee	nee
kanaal (boezem)	boezemkanaal 043-02	diatomeeën	8	8	8	1995-2002	ja	ja
kanaal (boezem)	boezemkanaal 043-02	macrofauna	8	8	8	1995-2002	ja	ja
kanaal (boezem)	dorpskade boezemkanaal 004-01	diatomeeën	8	8	8	1995-2002	ja	ja
kanaal (boezem)	dorpskade boezemkanaal 004-01	macrofauna	8	8	8	1995-2002	ja	ja
kanaal (boezem)	Groote Gantel 056-00	diatomeeën	8	8	8	1995-2002	ja	ja
kanaal (boezem)	Groote Gantel 056-00	macrofauna	8	8	8	1995-2002	ja	ja
plas (vijver)	hofvijver den haag 901-17	diatomeeën	8	8	8	1995-2002	ja	ja
kanaal (boezem)	Schie Overschie 062-08	diatomeeën	8	8	8	1995-2002	ja	ja
kanaal (boezem)	Schie Overschie 062-08	macrofauna	9	8	8	1995-2002	ja	ja
kanaal (boezem)	Schie thv Kruithuis 062-02	diatomeeën	8	8	8	1995-2002	ja	ja

Vervolg tabel 3.4

<i>watertype</i>	<i>naam</i>	<i>biologische data</i>	<i>aantal monsters</i>	<i>lengte onderzoeks- periode</i>	<i>aantal jaren onderzoek</i>	<i>periode</i>	<i>biologische data beschikbaar</i>	<i>milieugegevens beschikbaar</i>
kanaal (boezem)	Schie thv Kruithuis 062-02	macrofauna	9	8	8	1995-2002	ja	ja
kanaal (boezem)	Vlaardinger boezemkanaal 026-00	diatomeeën	8	8	8	1995-2002	ja	ja
kanaal (boezem)	Vlaardinger boezemkanaal 026-00	macrofauna	8	8	8	1995-2002	ja	ja
plas (vijver)	hofvijver den haag 901-17	fytoplankton	44	10	6	1993-2002	ja	ja
plas (vijver)	hofvijver den haag 901-17	macrofyten	6	10	6	1993-2002	ja	ja

Tabel 3.5 Hoogbeemraadschap West Brabant.

<i>watertype</i>	<i>naam</i>	<i>biologische data</i>	<i>aantal monsters</i>	<i>lengte onderzoeks- periode</i>	<i>aantal jaren onderzoek</i>	<i>periode</i>	<i>biologische data beschikbaar</i>	<i>milieugegevens beschikbaar</i>
beek	Boven Mark (BOV9)	macrofauna	20	12	12	1990-2001	ja	ja
beek (benedenloop)	Boven Mark (BOV8)	macrofauna	18	12	12	1990-2001	ja	ja
beek (bovenloop)	Chaaamse beek (CHA3)	macrofauna	19	12	12	1990-2001	ja	ja
beek (middenloop)	Aa of Weerijis (AAW9)	macrofauna	17	12	12	1990-2001	ja	ja
beek (middenloop)	Donge (DON5)	macrofauna	15	12	12	1990-2001	ja	ja
beek (middenloop)	Het merkske (MER2)	macrofauna	20	12	12	1990-2001	ja	ja
beek (middenloop)	Molenbeek (MOB8)	macrofauna	17	12	12	1990-2001	ja	ja
beek (middenloop)	Het Merkske (MER8L)	macrofauna	20	12	12	1990-2001	ja	ja
beek (bovenloop)	Strijbeekse beek (STR3)	macrofauna	15	10	10	1992-2001	ja	ja
beek (middenloop)	Leijloop (LEY6)	macrofauna	13	10	10	1992-2001	ja	ja
beek (bovenloop)	Retsche loop (RET4)	macrofauna	8	7	7	1995-2001	ja	ja
beek (benedenloop)	Aa of Weerijis (AAW1)	macrofauna	6	6	6	1996-2001	ja	ja
kanaal (zand)	Wilhelmina kanaal (WIL3)	macrofauna	6	6	6	1996-2001	ja	ja
riviertje (benedenloop)	Donge (DON1)	macrofauna	6	6	6	1996-2001	ja	ja
riviertje (benedenloop)	Mark en Dintel (MED5)	macrofauna	6	6	6	1996-2001	ja	ja
riviertje (benedenloop)	Steenbergsche Vliet (VLI1)	macrofauna	6	6	6	1996-2001	ja	ja

Tabel 3.6 Hoogbeemraadschap Schieland.

<i>watertype</i>	<i>naam</i>	<i>biologische data</i>	<i>aantal monsters</i>	<i>lengte onderzoeks- periode</i>	<i>aantal jaren onderzoek</i>	<i>periode</i>	<i>biologische data beschikbaar</i>	<i>milieugegevens beschikbaar</i>
plas (overige)	00126	fytoplankton	139	13	13	1987-1999	ja	ja
plas (overige)	00125	fytoplankton	131	13	12	1987-1999	ja	ja
sloot (klei)	00303	macrofyten	11	13	11	1989-2001	ja	ja
sloot (klei)	00608	macrofyten	11	13	11	1998-2001	ja	ja
sloot (veen)	00907	macrofyten	11	12	11	1990-2001	ja	ja
sloot (klei)	01203	macrofyten	11	11	11	1992-2002	ja	ja
sloot (klei)	01212	macrofyten	11	11	11	1992-2002	ja	ja
sloot (klei)	00202	macrofyten	10	10	10	1992-2001	ja	ja
sloot (klei)	00402	macrofyten	10	10	10	1992-2001	ja	ja
sloot (veen)	00607	macrofyten	10	10	10	1992-2001	ja	ja
sloot (veen)	00614	macrofyten	10	10	10	1992-2001	ja	ja
sloot (veen)	00631	macrofauna	12	16	10	1986-2001	ja	ja
sloot (klei)	01212	macrofauna	10	11	10	1992-2002	ja	ja
sloot (klei)	01215	macrofyten	10	14	10	1989-2002	ja	ja
sloot (klei)	00202	diatomeeën	9	10	9	1990-1999	ja	ja
sloot (klei)	00303	macrofauna	10	13	9	1989-2001	ja	ja
sloot (klei)	00402	macrofauna	10	14	9	1988-2001	ja	ja
sloot (klei)	00504	macrofauna	9	11	9	1991-2001	ja	ja
sloot (klei)	00504	macrofyten	9	11	9	1991-2001	ja	ja
sloot (klei)	00608	macrofauna	10	13	9	1998-2001	ja	ja
sloot (veen)	00633	macrofauna	9	12	9	1990-2001	ja	ja
sloot (veen)	00633	macrofyten	9	12	9	1990-2001	ja	ja
sloot (veen)	00702	macrofauna	10	13	9	1989-2001	ja	ja
sloot (veen)	00702	macrofyten	9	13	9	1989-2001	ja	ja
stadwater	00804	macrofauna	9	10	9	1993-2002	ja	nee
stadwater	00804	macrofyten	9	10	9	1993-2002	ja	nee
sloot (veen)	00907	macrofauna	9	12	9	1990-2001	ja	ja
stadwater	01003	macrofyten	9	10	9	1992-2001	ja	ja

Vervolg tabel 3.6

<i>watertype</i>	<i>naam</i>	<i>biologische data</i>	<i>aantal monsters</i>	<i>lengte onderzoeks- periode</i>	<i>aantal jaren onderzoek</i>	<i>periode</i>	<i>biologische data beschikbaar</i>	<i>milieugegevens beschikbaar</i>
sloot (klei)	01203	macrofauna	9	11	9	1992-2002	ja	ja
sloot (klei)	01205	macrofauna	9	11	9	1992-2002	ja	ja
sloot (klei)	01205	macrofyten	9	11	9	1992-2002	ja	ja
sloot (klei)	01213	macrofyten	9	11	9	1992-2002	ja	ja
sloot (klei)	01214	macrofauna	9	11	9	1992-2002	ja	ja
sloot (klei)	01214	macrofyten	9	11	9	1992-2002	ja	ja
sloot (klei)	01215	macrofauna	10	14	9	1989-2002	ja	ja
sloot (klei)	00202	macrofauna	8	10	8	1992-2001	ja	ja
sloot (klei)	00303	diatomeeën	8	10	8	1989-1998	ja	ja
sloot (veen)	00607	macrofauna	8	9	8	1993-2001	ja	ja
sloot (klei)	00608	diatomeeën	8	10	8	1989-1998	ja	ja
sloot (veen)	00614	macrofauna	8	9	8	1993-2001	ja	ja
sloot (veen)	00631	macrofyten	8	9	8	1993-2001	ja	ja
sloot (veen)	00656	macrofyten	8	9	8	1993-2001	ja	ja
sloot (veen)	00907	diatomeeën	8	9	8	1990-1998	ja	ja
stadwater	01003	diatomeeën	9	15	8	1984-1998	ja	ja
stadwater	01116	diatomeeën	8	10	8	1990-1999	ja	ja
sloot (klei)	01203	diatomeeën	8	8	8	1992-1999	ja	ja
sloot (klei)	01213	macrofauna	8	11	8	1992-2002	ja	ja
plas (veen)	00033	fytoplankton	25	11	7	1989-1999	ja	ja
kanaal (klei)	00037	macrofauna	7	7	7	1995-2001	ja	ja
kanaal (klei)	00037	macrofyten	7	7	7	1995-2001	ja	ja
kanaal (klei)	00054	macrofyten	7	7	7	1995-2001	ja	ja
plas (veen)	00121	fytoplankton	24	11	7	1989-1999	ja	ja
sloot (klei)	00402	diatomeeën	7	7	7	1992-1998	ja	ja
sloot (veen)	00607	diatomeeën	7	7	7	1992-1998	ja	ja
plas (veen)	00030	fytoplankton	25	8	6	1992-1999	ja	ja
plas (veen)	00034	fytoplankton	23	8	6	1992-1999	ja	ja

Vervolg tabel 3.6

<i>watertype</i>	<i>naam</i>	<i>biologische data</i>	<i>aantal monsters</i>	<i>lengte onderzoeksperiode</i>	<i>aantal jaren onderzoek</i>	<i>periode</i>	<i>biologische data beschikbaar</i>	<i>milieugegevens beschikbaar</i>
kanaal (klei)	00037	fytoplankton	23	7	6	1993-1999	ja	ja
plas (zandgat)	00040	fytoplankton	23	7	6	1993-1999	ja	ja
kanaal (klei)	00054	macrofauna	6	6	6	1995-2000	ja	ja
kanaal (klei)	00054	fytoplankton	23	8	6	1992-1999	ja	ja
sloot (veen)	00614	diatomeeën	6	7	6	1992-1998	ja	ja
stadwater	01115	diatomeeën	7	8	6	1991-1998	ja	ja
plas (veen)	00021	fytoplankton	18	5	5	1995-1999	ja	ja
plas (overige)	00041	fytoplankton	18	5	5	1995-1999	ja	ja

Tabel 3.7 Waterschap Regge en Dinkel.

<i>watertype</i>	<i>naam</i>	<i>biologische data</i>	<i>aantal monsters</i>	<i>lengte onderzoeksperiode</i>	<i>aantal jaren onderzoek</i>	<i>periode</i>	<i>biologische data beschikbaar</i>	<i>milieugegevens beschikbaar</i>
beek	Ruenbergerbeek	macrofauna	35	23	21	1981-2003	ja	nee

Tabel 3.8 Waterschap Rijn en IJssel.

<i>watertype</i>	<i>naam</i>	<i>biologische data</i>	<i>aantal monsters</i>	<i>lengte onderzoeksperiode</i>	<i>aantal jaren onderzoek</i>	<i>periode</i>	<i>biologische data beschikbaar</i>	<i>milieugegevens beschikbaar</i>
beek	Bovenslinge	macrofauna	18	14	13	1989-2002	ja	ja
riviertje	Berkel	macrofauna	34	14	13	1989-2002	ja	ja
rivier	Oude IJssel	macrofauna	12	14	10	1989-2002	ja	ja
beek	Buurse beek	macrofauna	11	12	9	1991-2002	ja	ja
beek	Beurzerbeek	macrofauna	10	14	8	1989-2002	ja	ja
kanaal	Grenskanaal De Lindhorst)	macrofauna	9	9	8	1994-2002	ja	ja
riviertje	Aastrang	macrofauna	7	7	7	1990-1996	ja	ja
rivier	Oude Rijn	macrofauna	6	6	6	1990-1995	ja	ja

Tabel 3.9 Waterschap Velt en Vecht.

<i>watertype</i>	<i>naam</i>	<i>biologische data</i>	<i>aantal monsters</i>	<i>lengte onderzoeksperiode</i>	<i>aantal jaren onderzoek</i>	<i>periode</i>	<i>biologische data beschikbaar</i>	<i>milieugegevens beschikbaar</i>
beek (middenloop)	grenspunt IRWB01	macrofauna	13	11	11	1991-2001	ja	ja
riviertje	grenspunt MVEC00	macrofauna	13	11	11	1991-2001	ja	ja
sloot (beek karakter)	grenspunt IRWL01	macrofauna	13	11	11	1991-2001	ja	ja

Tabel 3.10 Waterschap Veluwe.

<i>watertype</i>	<i>naam</i>	<i>biologische data</i>	<i>aantal monsters</i>	<i>lengte onderzoeksperiode</i>	<i>aantal jaren onderzoek</i>	<i>periode</i>	<i>biologische data beschikbaar</i>	<i>milieugegevens beschikbaar</i>
beek	21455: Heidebeek Heerde	macrofauna	15	21	9	1980-2000	ja	ja
beek	24352: Hierdense beek	macrofauna	24	20	14	1980-1999	ja	ja
beek	21051	macrofauna	16	21	12	1980-2002	ja	ja

Tabel 3.11 Waterschap de Dommel.

<i>watertype</i>	<i>naam</i>	<i>biologische data</i>	<i>aantal monsters</i>	<i>lengte onderzoeksperiode</i>	<i>aantal jaren onderzoek</i>	<i>periode</i>	<i>biologische data beschikbaar</i>	<i>milieugegevens beschikbaar</i>
riviertje	Esschestroom	macrofauna	6	6	6	1998-2003	ja	nee
riviertje	Benedendommel	macrofauna	5	5	5	1998-2002	ja	nee
riviertje	Dommel	macrofauna	5	5	5	1998-2002	ja	nee
kanaal	Wilhelmina kanaal	diatomeeën	5	5	5	1998-2002	ja	nee
beek	beekloop	macrofauna	5	5	5	1998-2002	ja	nee
beek	Tongelreep	macrofauna	5	5	5	1998-2002	ja	nee
beek	Strijper Aa	macrofauna	5	5	5	1998-2002	ja	nee
beek	Bulder Aa	macrofauna	5	5	5	1998-2002	ja	nee
beek	Roovertse Leij	macrofauna	5	5	5	1998-2002	ja	nee
beek	Poppelsche Leij	macrofauna	5	5	5	1998-2002	ja	nee
kanaal	Wilhelmina kanaal	macrofauna	5	5	5	1998-2002	ja	nee

Tabel 3.12 Waterschap Roer en Overmaas & waterschap Peel -en Maasvallei.

<i>watertype</i>	<i>naam</i>	<i>biologische data</i>	<i>aantal monsters</i>	<i>lengte onderzoeks- periode</i>	<i>aantal jaren onderzoek</i>	<i>periode</i>	<i>biologische data beschikbaar</i>	<i>milieugegevens beschikbaar</i>
beek	Muhlenbach Wolfhagermuhle	macrofauna	31	22	22	1980-2001	ja	nee
beek	Niers Zelderheide	macrofauna	31	22	22	1980-2001	ja	ja
beek	Rode Beek Mindergangelt	macrofauna	31	22	22	1980-2001	ja	nee
beek	Rode Beek Millen	macrofauna	31	22	22	1980-2001	ja	nee
kanaal	Geldernskanaal Grens	macrofauna	30	22	22	1980-2001	ja	ja
rivier	Roer Effeld/Steinkirchen Duitsland	macrofauna	32	22	22	1980-2001	ja	ja
riviertje	Worm Haanrade	macrofauna	31	22	22	1980-2001	ja	ja
riviertje	Worm Marienberg	macrofauna	31	22	22	1980-2001	ja	ja
beek	Itterbeek Grens	macrofauna	36	23	20	1980-2002	ja	nee
beek	Jeker Grens	macrofauna	26	23	20	1980-2002	ja	nee
beek	Raam Grens	macrofauna	26	21	20	1982-2002	ja	nee
riviertje	Geul Grens	macrofauna	26	21	20	1982-2002	ja	nee
riviertje	Gulp Grens	macrofauna	27	21	20	1982-2002	ja	nee
riviertje	Voer Grens	macrofauna	25	21	20	1982-2002	ja	nee
kanaal	Helenaart Griendtsveen	macrofauna	23	19	19	1983-2001	ja	nee
kanaal	Oude Graaf Hugten	macrofauna	23	19	19	1983-2001	ja	nee
beek	Eeuwselscheloop grens	macrofauna	22	19	18	1983-2001	ja	nee
beek/sloot	Aa Grens	macrofauna	22	19	18	1983-2001	ja	nee
beek	Anselderbeek Bleijerheide	macrofauna	26	21	17	1980-2000	ja	nee
beek	Kievitsbeek Grens	macrofauna	22	17	17	1985-2001	ja	nee
beek	Rodebeek Rothenbach	macrofauna	21	19	17	1983-2001	ja	nee
beek	Saefellerbeek Isenbruch	macrofauna	21	17	17	1985-2001	ja	nee
beek	Vliet benedenstrooms Houtbroek	macrofauna	27	22	17	1980-2001	ja	nee
kanaal	Kanaal v. Deurne Meyel	macrofauna	26	21	17	1980-2000	ja	nee
kanaal	Peelkanaal Griendtsveen	macrofauna	21	21	17	1982-2002	ja	nee
beek	Bosbeek Venhof	macrofauna	23	20	16	1982-2001	ja	ja
beek	Tungelroysebeek Zd.-Willemsvaart	macrofauna	19	20	16	1982-2001	ja	nee
beek	Lactariabeek Vredepeelweg	macrofauna	18	16	15	1986-2001	ja	nee

Vervolg tabel 3.12

<i>watertype</i>	<i>naam</i>	<i>biologische data</i>	<i>aantal monsters</i>	<i>lengte onderzoeks- periode</i>	<i>aantal jaren onderzoek</i>	<i>periode</i>	<i>biologische data beschikbaar</i>	<i>milieugegevens beschikbaar</i>
beek	Noor Grens	macrofauna	18	18	15	1985-2002	ja	ja
beek	Vlootbeek Linne	macrofauna	18	19	15	1983-2001	ja	nee
kanaal	Noordervaart Budschop-Eind	macrofauna	16	20	15	1982-2001	ja	nee
riviertje	Swalm Hoosterhof	macrofauna	17	21	15	1981-2001	ja	nee
beek	Eckeltsebeek Afferden	macrofauna	15	18	14	1984-2001	ja	ja
beek	Groote Molenbeek Wanssum	macrofauna	16	18	14	1984-2001	ja	nee
beek	Jeker Maastricht	macrofauna	15	19	14	1982-2000	ja	nee
beek	Middelsgraaf 500 m na grens	macrofauna	18	20	14	1981-2000	ja	nee
beek	Neerbeek Hanssum	macrofauna	16	20	14	1982-2001	ja	nee
beek	Oostrumschebeek Geysteren	macrofauna	15	19	14	1982-2000	ja	ja
beek	Witbeek Kessenich	macrofauna	17	14	14	1989-2002	ja	nee
beek	Lingsforterbeek Lingsfort	macrofauna	21	22	13	1980-2001	ja	ja
beek	Niers Milsbeek	macrofauna	14	17	13	1984-2000	ja	nee
beek	Selzerbeek Mamelis	macrofauna	17	17	13	1984-2000	ja	nee
beek	Slijbeek Osen	macrofauna	14	19	13	1982-2000	ja	nee
beek	Uffelschebeek GP 144	macrofauna	15	14	13	1989-2002	ja	nee
beek	Geleenbeek Oud-Roosteren	macrofauna	13	16	12	1985-2000	ja	ja
riviertje	Geul Bunde	macrofauna	14	16	12	1985-2000	ja	ja
beek	Aabeek Luysmolen	macrofauna	14	11	11	1989-1999	ja	nee
meer	De Banen Nederweert	fytoplankton	26	14	10	1988-2001	ja	nee
kanaal	Peelkanaal Vredepaal	macrofauna	14	10	10	1986-1995	ja	nee
meer	De Banen Nederweert	macrofauna	13	12	9	1988-1999	ja	nee
plas (ven)	Melickerven	macrofauna	14	15	9	1987-2001	ja	nee
meer	De Banen Nederweert	diatomeeën	12	13	8	1989-2001	ja	nee
meer	IJzerenman 1 west	fytoplankton	29	12	8	1989-2000	ja	nee
plas (veen)	Mariapeel 1 Evertsoord	diatomeeën	11	8	7	1994-2001	ja	nee
plas (veen)	Veenput	diatomeeën	10	8	7	1994-2001	ja	nee

Tabel 3.13 Waterschap Zeeuws Vlaanderen.

<i>watertype</i>	<i>naam</i>	<i>biologische data</i>	<i>aantal monsters</i>	<i>lengte onderzoeksperiode</i>	<i>aantal jaren onderzoek</i>	<i>periode</i>	<i>biologische data beschikbaar</i>	<i>milieugegevens beschikbaar</i>
beek (kreek, restant op dekzandgebied)	Boschkreek	macrofauna	33	17	16	1986-2002	ja	nee
beek (watergang op zandgebied)	Moerspuise watergang	macrofauna	19	16	16	1987-2002	ja	nee
sloot	Oudenburgse Sluis	macrofauna	19	16	16	1987-2002	ja	nee
kanaal (niet bevaarbaar)	Isabellakanaal	macrofauna	20	16	15	1987-2002	ja	nee
beek (laagland)	Gentse vaart	macrofauna	16	16	14	1987-2002	ja	nee
beek (laagland)	Pieter van den Endesvaart	macrofauna	13	15	13	1988-2002	ja	nee
sloot	Zoute vaart	macrofauna	13	14	13	1989-2002	ja	nee

Tabel 3.14 Waterschap Hunze en Aa's.

<i>watertype</i>	<i>naam</i>	<i>biologische data</i>	<i>aantal monsters</i>	<i>lengte onderzoeksperiode</i>	<i>aantal jaren onderzoek</i>	<i>periode</i>	<i>biologische data beschikbaar</i>	<i>milieugegevens beschikbaar</i>
beek (laaglandbeek, midden / benedenloop)	Drentse Aa	macrofauna	22	11	11	1993-2003	nee	nee
meer (laagveengebied)	Zuidlaardermeer	fytoplankton		8	8	1996-2003	nee	nee
beek (laaglandbeek, midden / benedenloop)	Gasterensche Diep	macrofauna	16	8	8	1996-2003	nee	nee
meer (laagveengebied)	Zuidlaardermeer	zooplankton		8	8	1996-2003	nee	nee

Tabel 3.15 Waterschap Vallei en Eem.

<i>watertype</i>	<i>naam</i>	<i>biologische data</i>	<i>aantal monsters</i>	<i>lengte onderzoeksperiode</i>	<i>aantal jaren onderzoek</i>	<i>periode</i>	<i>biologische data beschikbaar</i>	<i>milieugegevens beschikbaar</i>
beek (laagland)	Barneveldsebeek (27202)	macrofauna	15	22	11	1980-2001		
beek (laagland)	Barneveldsebeek (27203)	macrofauna	23	23	14	1980-2002	ja	ja

Tabel 3.16 Waterschap de Maaskant.

<i>watertype</i>	<i>naam</i>	<i>biologische data</i>	<i>aantal monsters</i>	<i>lengte onderzoeks- periode</i>	<i>aantal jaren onderzoek</i>	<i>periode</i>	<i>biologische data beschikbaar</i>	<i>milieugegevens beschikbaar</i>
kanaal	Peelkanaal (punt 341421)	macrofauna	9	5	5	1999-2003	nee	nee
kanaal	Peelkanaal (punt 341428)	macrofauna	9	5	5	1999-2003	nee	nee
beek	Graafsche Raam (punt 341427)	macrofauna	5	5	5	1999-2003	nee	nee
riviertje	Dieze (punt 342420)	macrofauna	5	5	5	1999-2003	nee	nee
beek	Oeffeltsche Raam (punt 340415)	macrofauna	5	5	5	1999-2003	nee	nee
sloot	sloot Vlijmens Ven (punt 343506)	macrofauna	5	5	5	1999-2003	nee	nee
sloot	sloot Gelders Midden (punt 343508)	macrofauna	5	5	5	1999-2003	nee	nee
sloot	sloot Vlijmens Ven (punt 343506)	macrofyten	5	5	5	1999-2003	nee	nee
sloot	sloot Gelders Midden (punt 343508)	macrofyten	5	5	5	1999-2003	nee	nee

Tabel 3.17 Waterschap Reest en Wieden.

<i>watertype</i>	<i>naam</i>	<i>biologische data</i>	<i>aantal monsters</i>	<i>lengte onderzoeks- periode</i>	<i>aantal jaren onderzoek</i>	<i>periode</i>	<i>biologische data beschikbaar</i>	<i>milieugegevens beschikbaar</i>
beek (laagland, middenloop)	De Reest, IJhorst/De Wijk	macrofauna	28	13	13	1991-2003	nee	nee
beek (laagland, middenloop)	De Reest, IJhorst/De Wijk	diatomeeën	10	5	5	1992-1996	nee	nee

Bijlage 4 FLEXCLUS tabel Moerspuije watergang

							1	1	1	1	1	1	1	1	1	1						
			5	6	3	4	2	1	7	0	8	2	9	1	3	4	5	8	9	6	7	
111	POPE	GNUB	5	5	6	5	4		5	7	4	**			6	6	7	6	**8	8		
33	CRIC	gSYL			4	5	4		2	5	7	5	5	6	5	7	7	8	**8	7		
59	HEBD	STAG	6	7		5			2	1	6	4	1			5	4	2	2	6	8	
15	BINI	LEAC							4		3	5			2		7	3	5	6	6	
16	BINI	TENT							3	3	4	5	4	1		1	5	3	3	6	7	
19	CEPO	GOAE							1		1	1			1	1	1	2	1	2	3	
32	CRCH	IRSP							2		2	5			2	3		2	3			
44	GAMM	TIGR							7		7	5	6		4	2		2		6	5	
48	GLSI	HETE								2		3	1		3	4	1	1	3	4		
50	GRTO	PICT							1			3	3			4	4	2	3	5		
54	HALI	FLUV										2	1		1		3			4		
71	HYTU	INAE								3		3				2	1	1				
76	ISCH	ELEG							1	5	2	1	3			5	4	3	3	5		
79	LAPH	HYAL							2	3	2	3	3			4			3	2		
102	PACH	GARC							4	4	4	9	7		3	6	8	5	7	6	6	
136	VALV	CRIS								2		1			2	7	4	5	7	6		
137	VALV	PISC							5	3	6	6	6	5	4	1	3	3	4	6		
2	ACLO	LACU													2		1			3		
7	ANAC	GLOB																	1	3	3	
41	ENOC	TEST																	1	2	2	
70	HYPO	PALU																	1	3	1	
77	LABI	BIPU																	2	1	3	3
90	MITE	GCHL																	5	4	9	6
113	POPY	ANTI													4				2	3	3	5
133	TATA	RSSP																	3	6	4	3
37	DITE	GNER	8	8	7	7	7	6								5			4	7	5	5
62	HERU	BREV			1	2	2									1	1		4	3	1	
95	NOTE	CLAV			2	4													2	1	1	
86	MICH	DERI				3	3															
96	NOTE	CRAS				2	2															
23	CHIR	GPLU	8	8	6	7	7	6	8	6	3	8										
17	CAEN	HORA							2		1											
24	CHIR	GSAL							1			1	5									
31	CORI	PUNC							1		1											
38	DUGE	SISP									9	4	3									
65	HYCA	RINA									**8	7	9									
66	HYDR	SPEC										3	2									
88	MINE	MERI							3			5	6									
100	OLCH	AETA																				
105	PHYS	FONT							1		1											
130	TABA	NIAE							2			1										
58	HALI	RUFI				1	2													1		
131	TAPU	KRAA	2	2	5	4	4															3
114	PRDI	USSP			2	5	3	3	6				3			2						3
47	GLSI	COMP	6	7		3			1	1	4						2					3
22	CHIR	GANN										3	7		6							
25	CHIR	GTHU	2							4	4											
28	CLAD	OTSP							4		1				6							

Bijlage 5 Score matrixen

Tabel 5.1 Score matrix macrofaunareeksen.

<i>index</i>	<i>W. Roer & Overmaas Worm riviertje</i>	<i>W. Zeems Vlaanderen Moerspuijsse watergang beek</i>	<i>W. Rijn en IJssel Bovenslinge beek</i>	<i>totale score</i>
% similarity	1,65	1,61	1,83	5,08
Pearson coefficient	1,29	1,34	1,33	3,97
Bray Curtis	3,00	2,58	2,58	8,16
Gower	0,53	0,63	1,58	2,75
Chord	2,26	2,16	1,81	6,22
Squared Chord	1,11	2,32	2,19	5,62
Standardized Euclidian	0,82	0,47	0,86	2,16
Euclidian	1,55	1,97	1,22	4,74
Squared Euclidian	1,56	2,05	1,58	5,20
Average distance	2,24	2,26	1,94	6,45
Canberra	1,32	1,47	1,75	4,55
Chi-squared	0,48	1,16	1,44	3,09
Cosine Theta	2,95	2,34	2,44	7,74
Manhattan	1,56	1,24	2,33	5,13
Mean Char. distance	1,56	1,21	2,33	5,11
Modified Morisita's	2,00	1,34	1,86	5,20
Spearman	1,15	1,24	1,78	4,16

Tabel 5.2 Score matrix fytoplankton-/ diatomeeënreeksen.

<i>index</i>	<i>W. Fryslan De Leijen meer</i>	<i>H. Schieland punt 00202 sloot</i>	<i>H. Delfland boezemkanaal 062-02 kanaal</i>	<i>totale score</i>
% similarity	1,02	1,78	1,50	4,30
Pearson coefficient	0,76	1,78	2,00	4,54
Bray Curtis	2,31	2,67	3,00	7,98
Gower	0,00	1,00	0,00	1,00
Chord	1,21	2,67	2,85	6,73
Squared Chord	1,24	2,67	2,85	6,75
Standardized Euclidian	0,43	0,56	0,00	0,98
Euclidian	2,17	2,67	2,90	7,73
Squared Euclidian	1,79	2,67	2,90	7,35
Average distance	1,60	2,67	2,90	7,16
Canberra	0,90	2,33	0,00	3,24
Chi-squared	0,90	1,89	0,90	3,69
Cosine Theta	0,86	2,78	2,70	6,33
Manhattan	1,57	2,44	2,30	6,32
Mean Char. distance	1,57	2,44	2,30	6,32
Modified Morisita's	1,36	1,78	2,00	5,13
Spearman	0,81	1,78	0,50	3,09

Tabel 5.3 Score matrix macrofytenreeksen.

<i>index</i>	<i>H. Schieland punt 00907 sloot</i>	<i>W. Fryslân De Leijen meer</i>	<i>H. Delfland punt 202-00 kanaal</i>	<i>totale score</i>
% similarity	1,82	2,00	1,56	5,37
Pearson coefficient	1,82	2,00	1,56	5,37
Bray Curtis	2,91	3,00	2,56	8,46
Gower	0,09	1,50	1,44	3,04
Chord	1,55	2,25	2,44	6,24
Squared Chord	1,55	2,25	2,44	6,24
Standardized Euclidian	0,09	0,00	1,44	1,54
Euclidian	2,00	3,00	2,22	7,22
Squared Euclidian	2,64	2,63	2,00	7,26
Average distance	2,00	3,00	2,78	7,78
Canberra	0,64	1,50	1,11	3,25
Chi-squared	0,09	0,00	1,67	1,76
Cosine Theta	2,73	3,00	2,56	8,28
Manhattan	1,00	2,25	2,22	5,47
Mean Char. distance	1,00	2,25	2,22	5,47
Modified Morisita's	2,00	2,00	1,56	5,56
Spearman	1,73	2,00	1,22	4,95

Tabel 5.4 Score matrix zoöplanktonreeksen.

<i>index</i>	<i>W. Fryslân De Leijen meer</i>	<i>W. Fryslân, Heegermeer, punt 0086 meer</i>	<i>totale score</i>
% similarity	1,95	1,23	3,18
Pearson coefficient	1,63	1,57	3,19
Bray Curtis	2,95	2,50	5,45
Gower	2,90	1,37	4,27
Chord	2,95	2,33	5,28
Squared Chord	2,90	1,77	4,67
Standardized Euclidian	2,80	1,30	4,10
Euclidian	2,95	2,37	5,32
Squared Euclidian	2,00	1,57	3,57
Average distance	3,00	2,27	5,27
Canberra	2,83	1,40	4,23
Chi-squared	2,93	2,13	5,06
Cosine Theta	2,50	2,37	4,87
Manhattan	2,88	2,70	5,58
Mean Char. distance	2,88	2,33	5,21
Modified Morisita's	1,90	1,20	3,10
Spearman	1,45	1,73	3,18

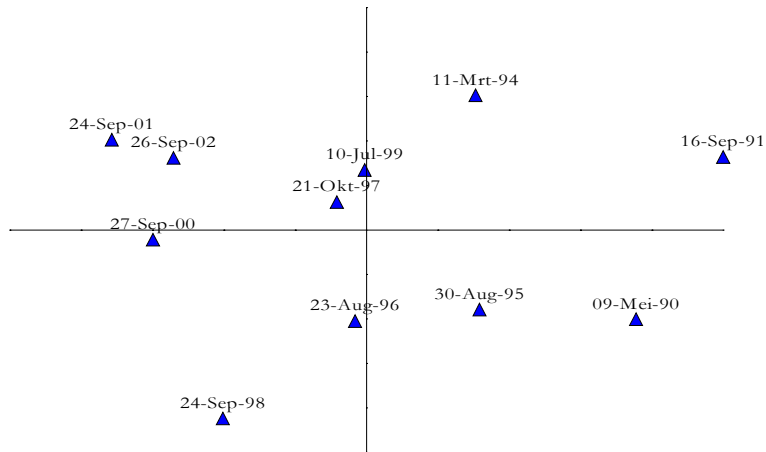
Bijlage 6 Overzicht van onderzochte locaties

soort watersysteem	waterschap	naam monsterpunt	locatiecode	aantal monsters	lengte onderzoeks- periode	aantal jaren onderzoek	periode
beek	Rijn en IJssel	Bovenslinge	BOS00	18	14	13	1989-2002
beek	W. Roer en Overmaas	Geleenbeek Oud-Roosteren	OGELE900	13	16	12	1985-2000
beek	W. Roer en Overmaas	Bosbeek Venhof	OBBME300	23	20	16	1982-2001
beek	W. Roer en Overmaas	Niers Zelderheide	ONIER200	31	22	22	1980-2001
beek	W. Roer en Overmaas	Eckeltsebeek Afferden	OECKE800	15	18	14	1984-2001
beek	W. Roer en Overmaas	Oostrumschebeek Geysteren	OOOST900	15	19	14	1982-2000
beek	W. Roer en Overmaas	Noor Grens	ONOOR500	18	18	15	1985-2002
beek	W. Roer en Overmaas	Lingsforterbeek Lingsfort	OLING300	21	22	13	1980-2001
beek	H. West Brabant	Boven Mark	BOV8	18	12	12	1990-2001
beek	H. West Brabant	Strijbeekse beek	STR3	15	10	10	1992-2001
beek	W. Vallei en Eem	Barneveldsebeek	27203	23	23	14	1980-2002
beek	Velt en Vecht	grenspunt IRWB01	IRWB01	13	11	11	1991-2001
kanaal	W. Roer en Overmaas	Geldernskanaal Grens	OGELD100	30	22	22	1980-2001
kanaal	H. Delftland	dorpskade boezemkanaal 004-01	004-01	8	8	8	1995-2002
kanaal	H. Delftland	Groote Gantel 056-00	056-00	8	8	8	1995-2002
kanaal	H. van Schieland	00037	00037	7	7	7	1995-2001
kanaal	H. West Brabant	Wilhelmina kanaal	WIL3	6	6	6	1996-2001
rivier	Rijn en IJssel	Oude Rijn	ODR00	6	6	6	1990-1995
rivier	W. Roer en Overmaas	Roer Effeld/Steinkirchen Duitsland	OROER100	32	22	22	1980-2001
riviertje	Rijn en IJssel	Berkel	BOR00	34	14	13	1989-2002
riviertje	Velt en Vecht	grenspunt MVEC00	MVEC00	13	11	11	1991-2001
riviertje	W. Roer en Overmaas	Worm Haanrade	OWORM100	31	22	22	1980-2001
riviertje	Groot Salland	Vecht bij Berkum	LVE92	11	13	11	1990-2002
riviertje	W. Roer en Overmaas	Swalm Hoosterhof	OSWAL900	17	21	15	1981-2001
riviertje	W. Roer en Overmaas	Geul Bunde	OGEUL900	14	16	12	1985-2000
riviertje	H. West Brabant	Mark en Dintel	MED5	6	6	6	1996-2001

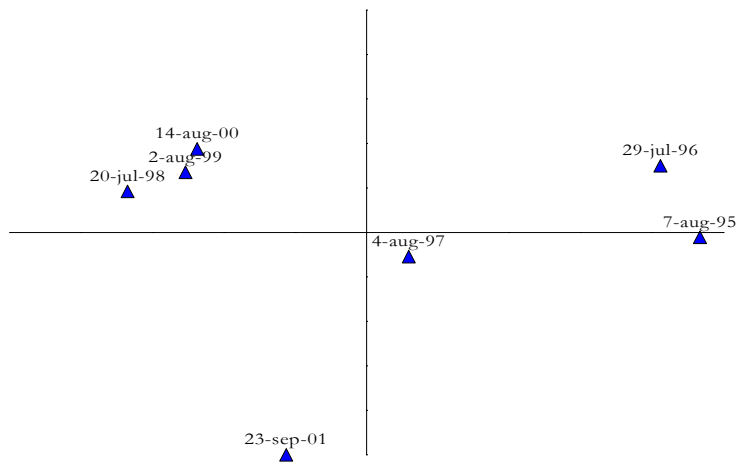
soort watersysteem	waterschap	naam monsterpunt	locatiecode	aantal monsters	lengte onderzoeks- periode	aantal jaren onderzoek	periode
sloot	Velt en Vecht	grenspunt IRWL01	IRWL01	13	11	11	1991-2001
sloot	H. van Schieland	00202	00202	8	10	8	1992-2001
sloot	H. van Schieland	00402	00402	10	14	9	1988-2001
sloot	H. van Schieland	01212	01212	10	11	10	1992-2002
sloot	H. van Schieland	00631	00631	12	16	10	1986-2001

Bijlage 7 PCO diagrammen langjarige datareeksen

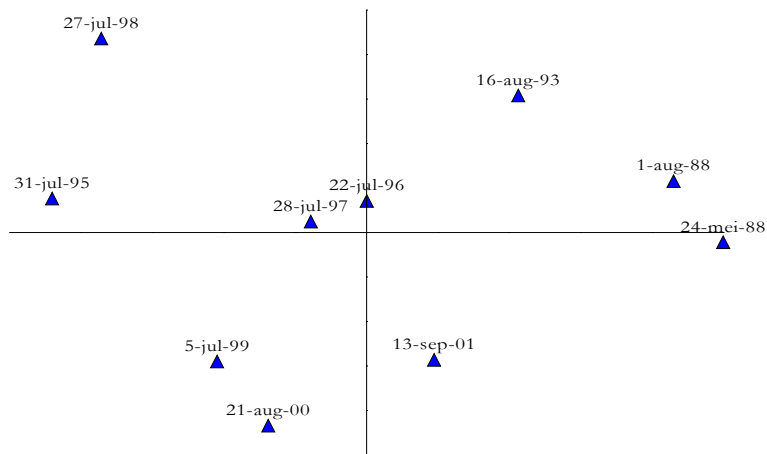
Alleen de PCO diagrammen van locaties die geen zichtbare groepering van monsters vertoonden, zijn opgenomen in deze bijlage.



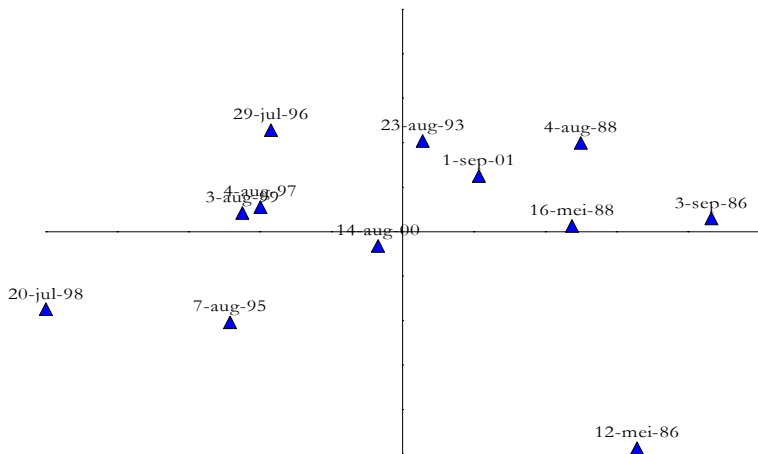
Figuur 7.1 PCO diagram (Bray Curtis distance) locatie LVE92.



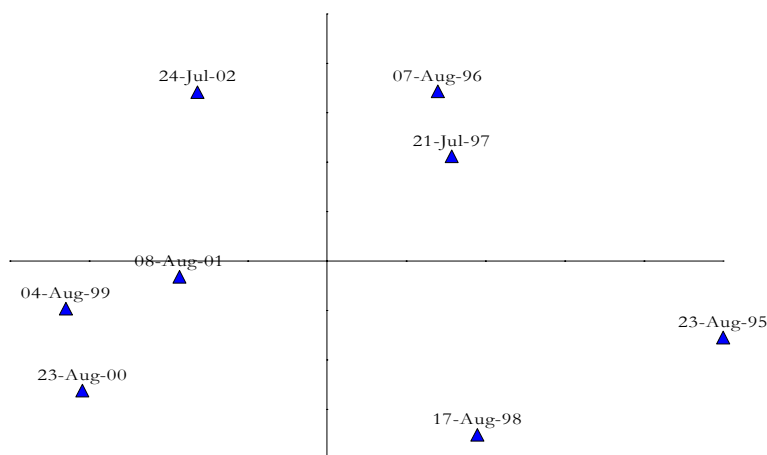
Figuur 7.2 PCO diagram (Bray Curtis distance) locatie 00037.



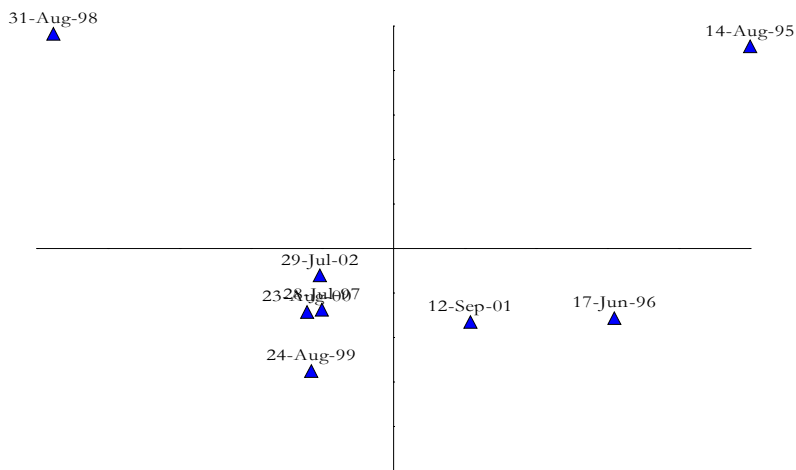
Figuur 7.3 PCO diagram (Bray Curtis distance) locatie 00402.



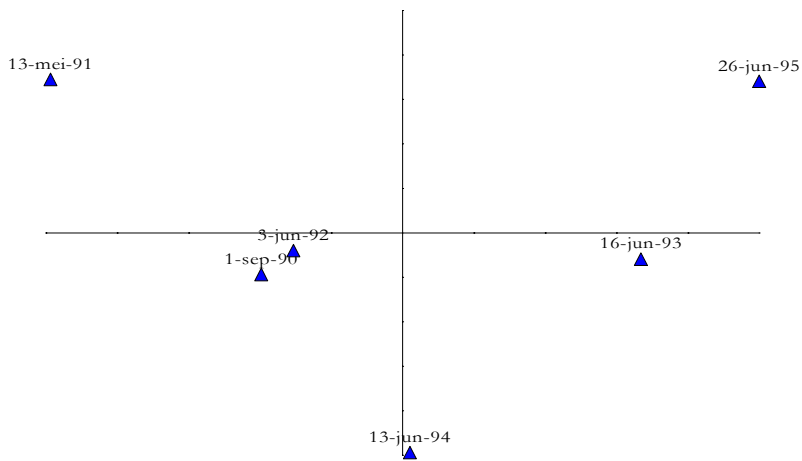
Figuur 7.4 PCO diagram (Bray Curtis distance) locatie 00631.



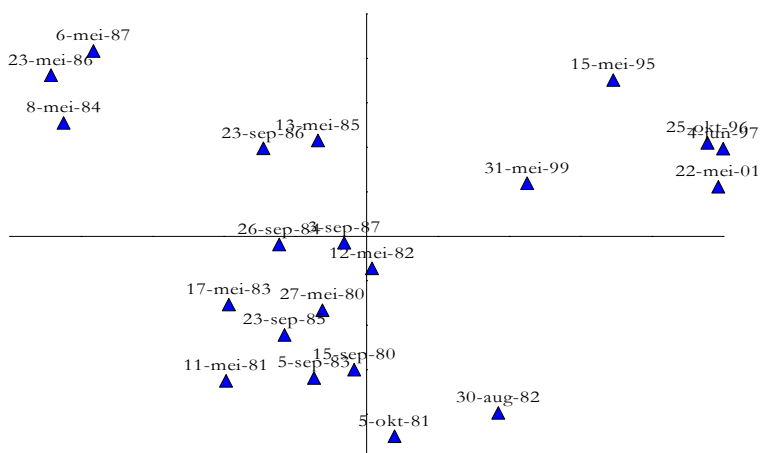
Figuur 7.5 PCO diagram (Bray Curtis distance) locatie 004-01.



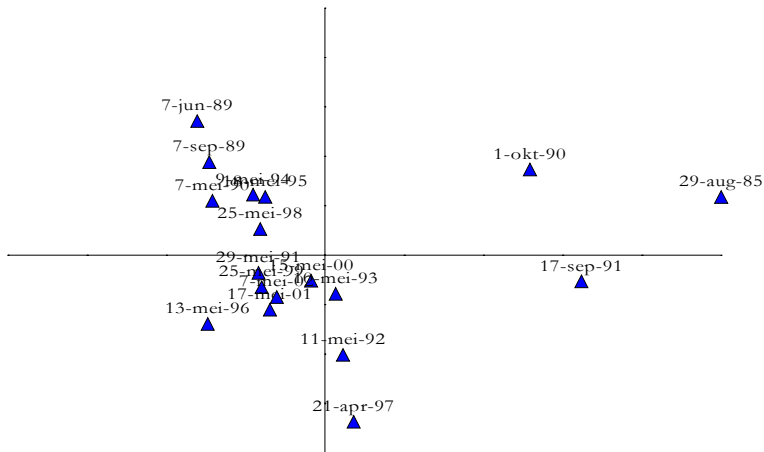
Figuur 7.6 PCO diagram (Bray Curtis distance) locatie 056-00.



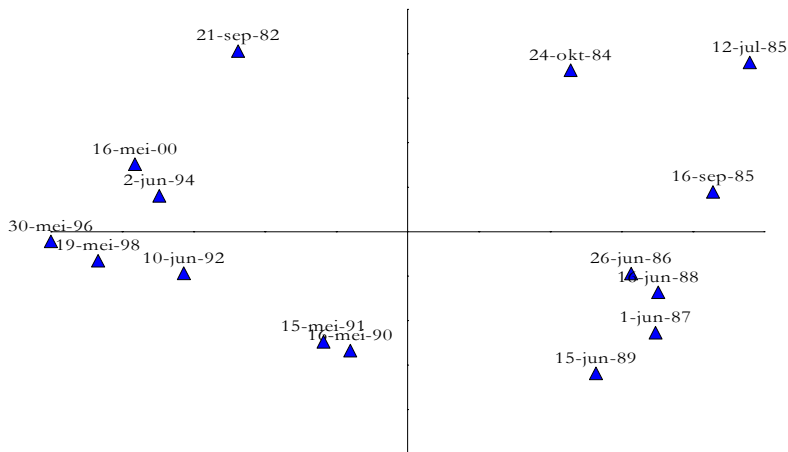
Figuur 7.7 PCO diagram (Bray Curtis distance) locatie ODR00.



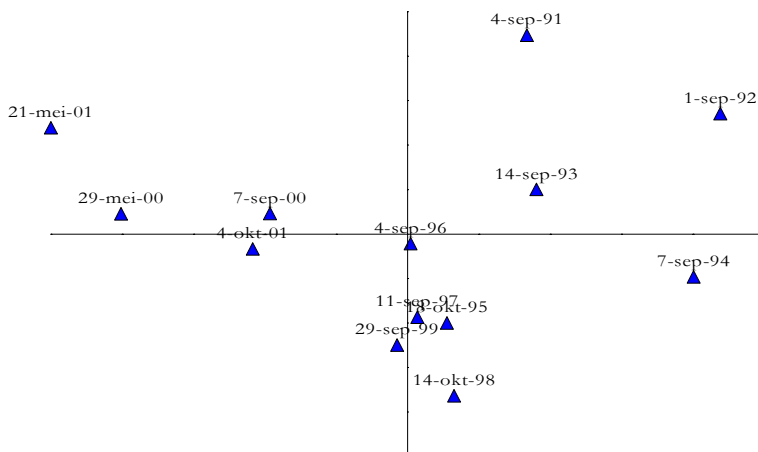
Figuur 7.8 PCO diagram (Bray Curtis distance) locatie OLING300.



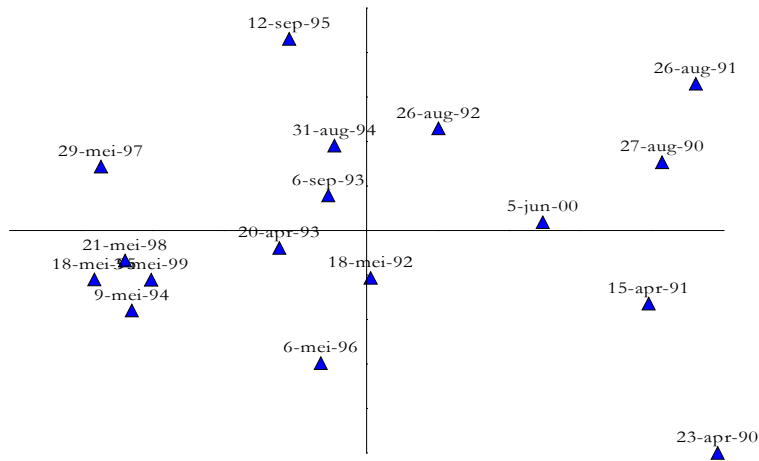
Figuur 7.9 PCO diagram (Bray Curtis distance) locatie ONOOR500.



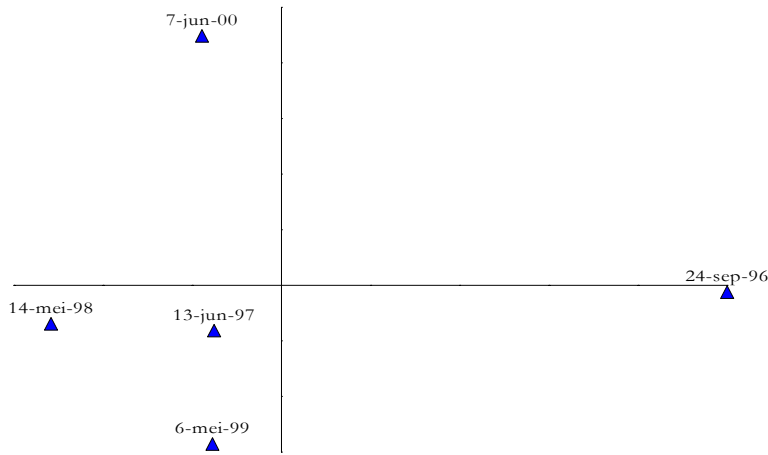
Figuur 7.10 PCO diagram (Bray Curtis distance) locatie OOST900.



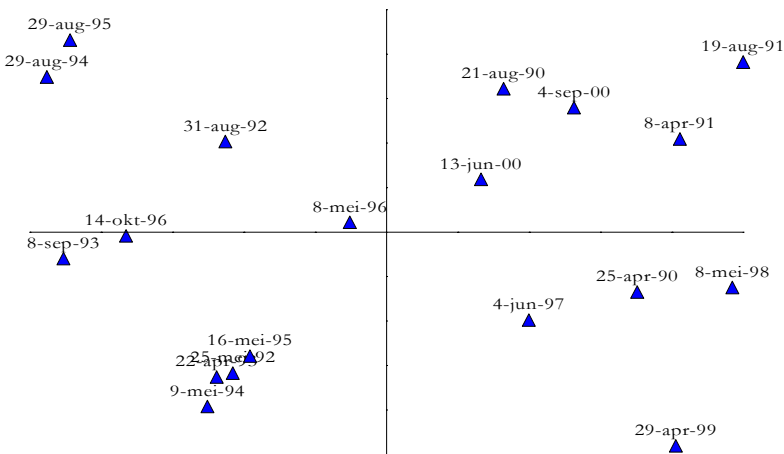
Figuur 7.11 PCO diagram (Bray Curtis distance) locatie IRWB01.



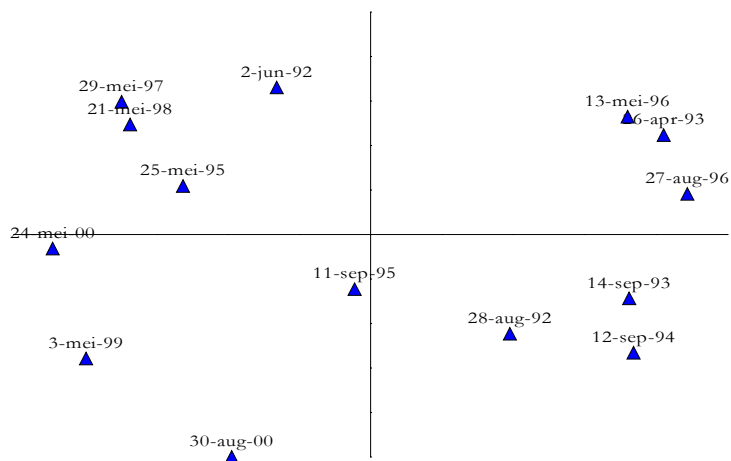
Figuur 7.12 PCO diagram (Bray Curtis distance) locatie BOV8.



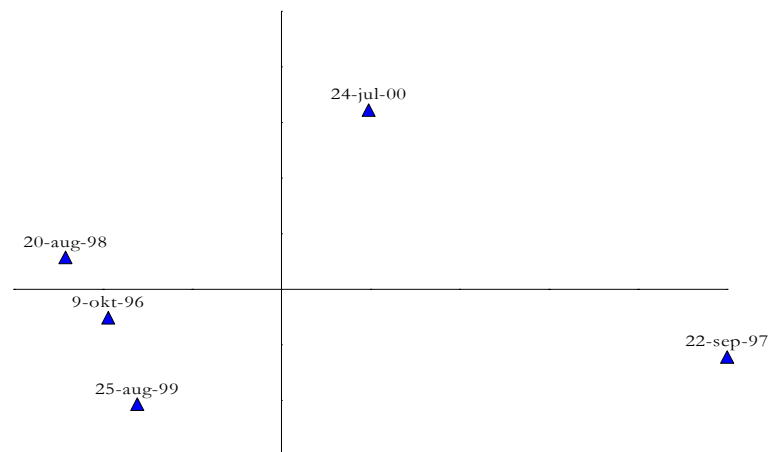
Figuur 7.13 PCO diagram (Bray Curtis distance) locatie MED5.



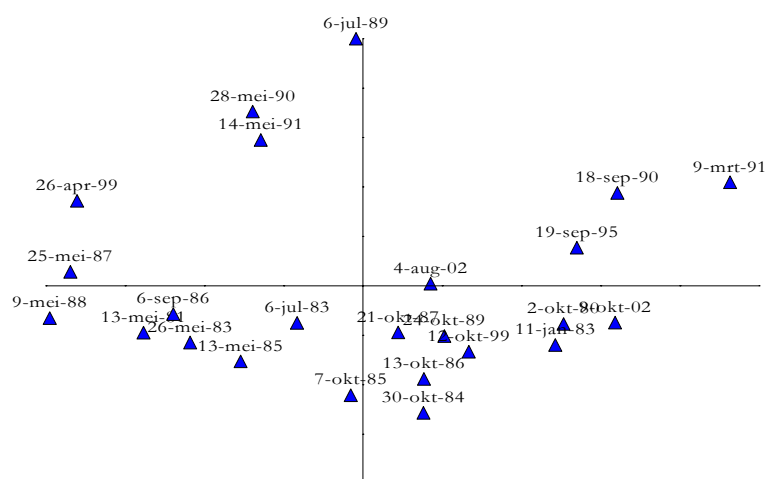
Figuur 7.14 PCO diagram (Bray Curtis distance) locatie MERL8.



Figuur 7.15 PCO diagram (Bray Curtis distance) locatie STR3.



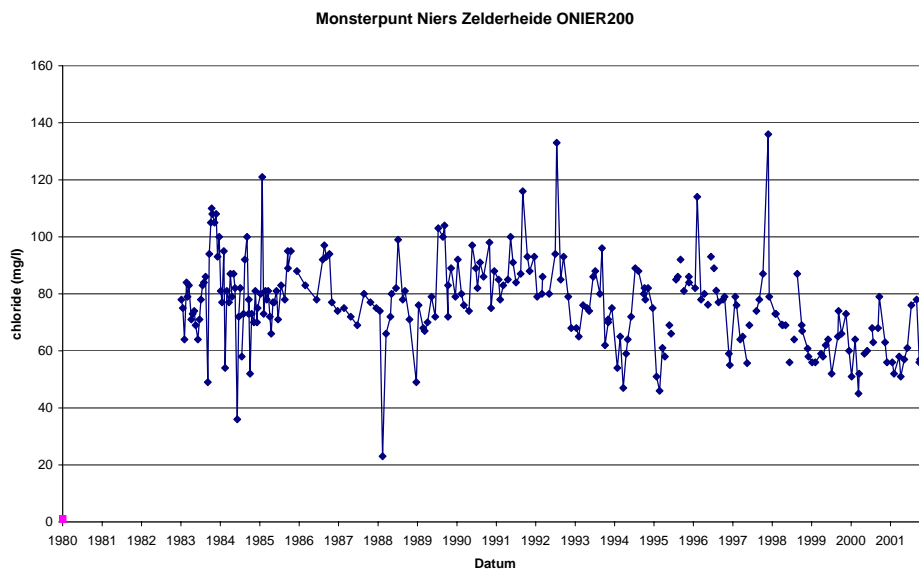
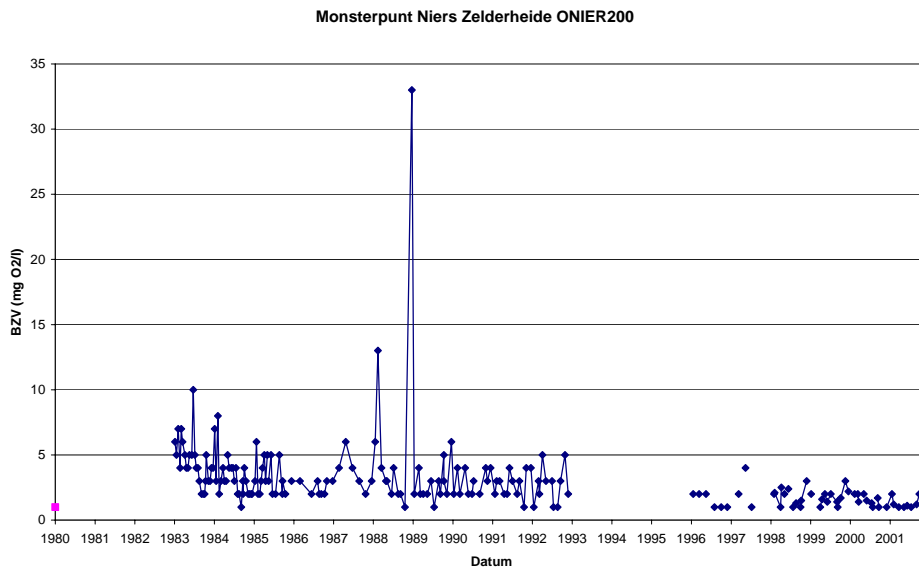
Figuur 7.16 PCO diagram (Bray Curtis distance) locatie WIL3.



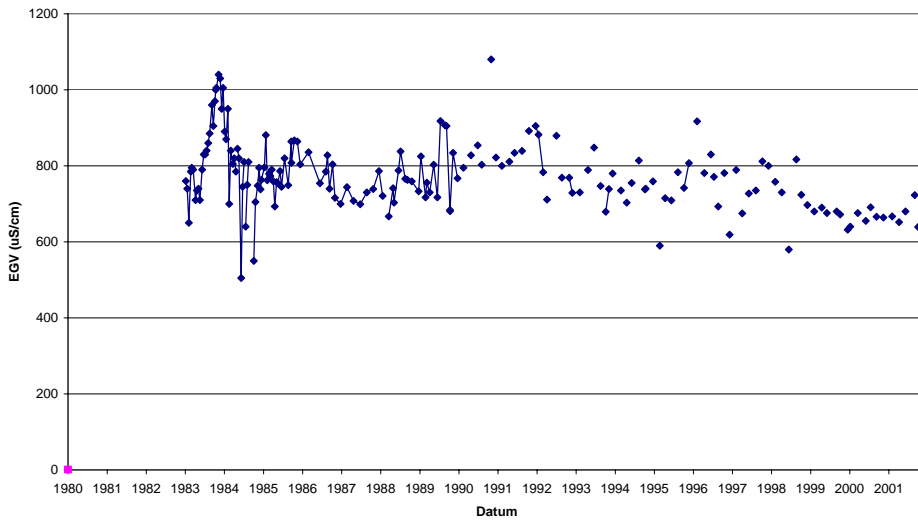
Figuur 7.17 PCO diagram (Bray Curtis distance) locatie 27203.

Bijlage 8 Temporele veranderingen in milieuomstandigheden

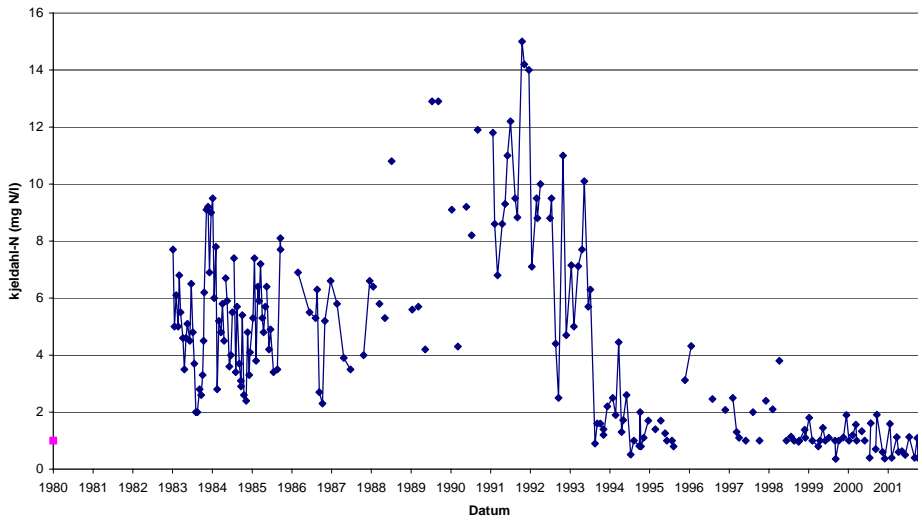
Per locatie zijn de temporele veranderingen in milieuomstandigheden weergegeven. Alleen de tijdreeksen van locaties waar abrupte veranderingen in de samenstelling van de levensgemeenschap hebben plaatsgevonden, zijn weergegeven.



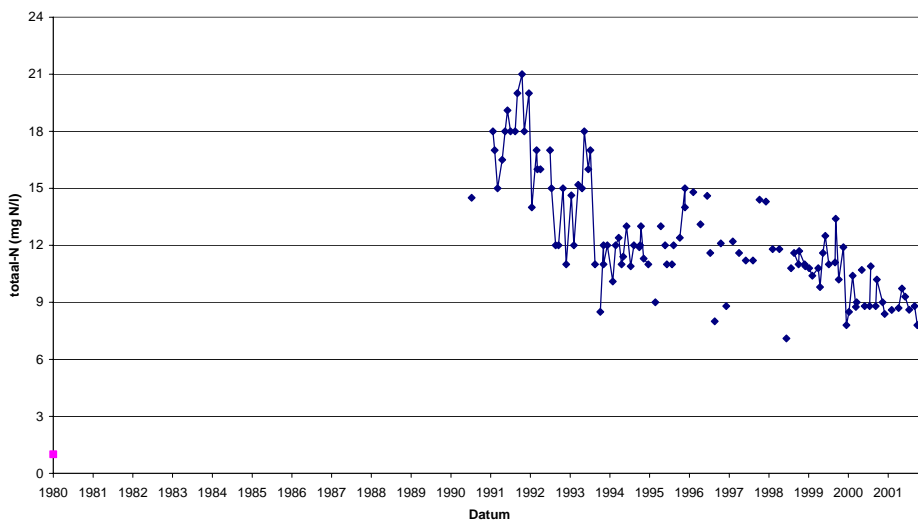
Monsterpunt Niers Zelderheide ONIER200



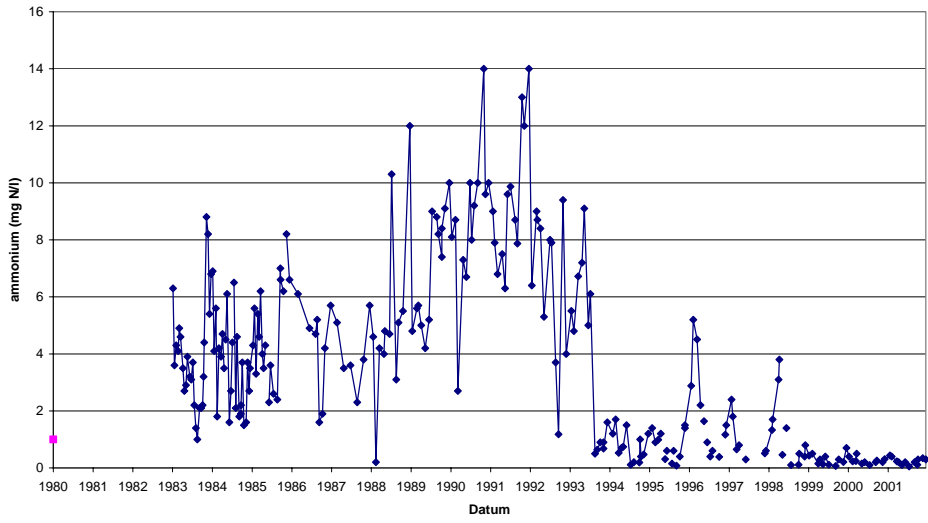
Monsterpunt Niers Zelderheide ONIER200



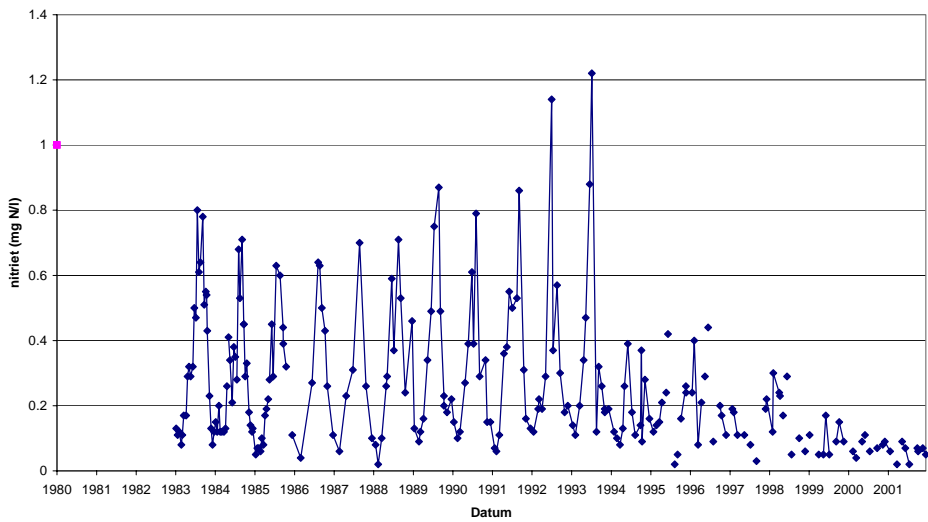
Monsterpunt Niers Zelderheide ONIER200



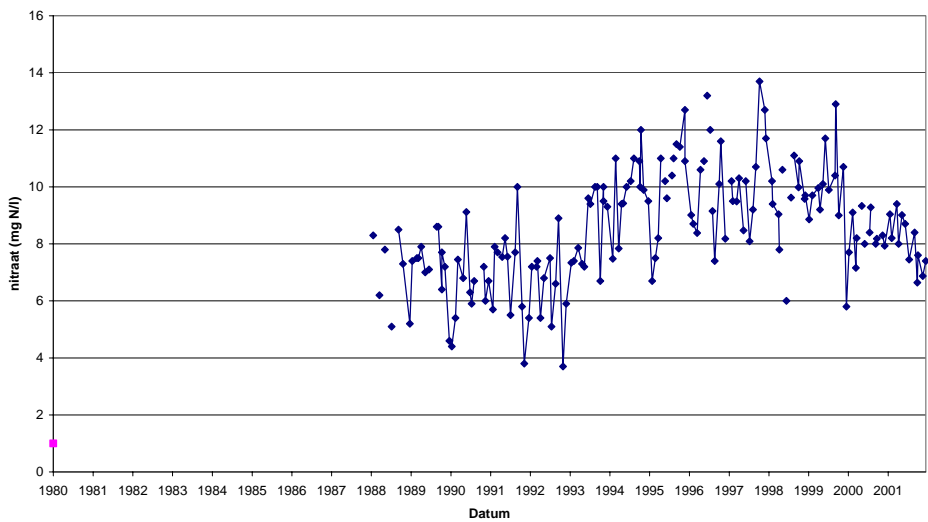
Monsterpunt Niers Zelderheide ONIER200



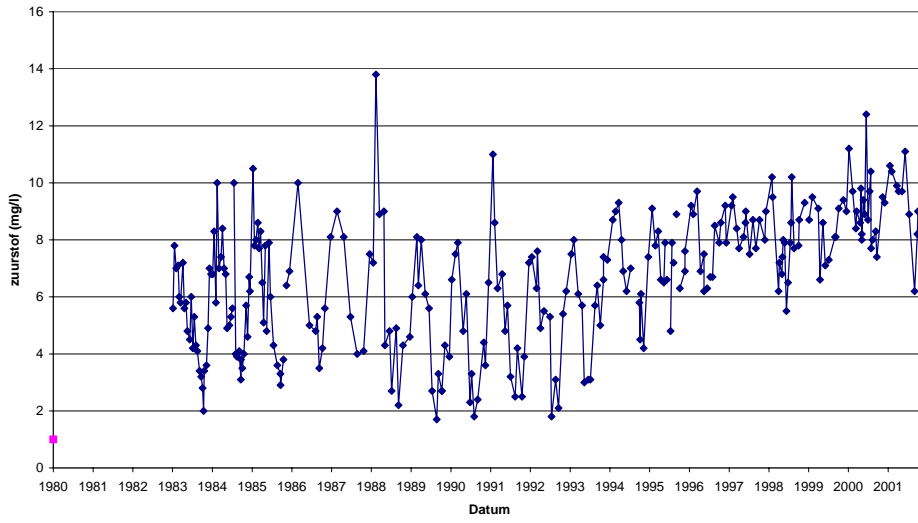
Monsterpunt Niers Zelderheide ONIER200



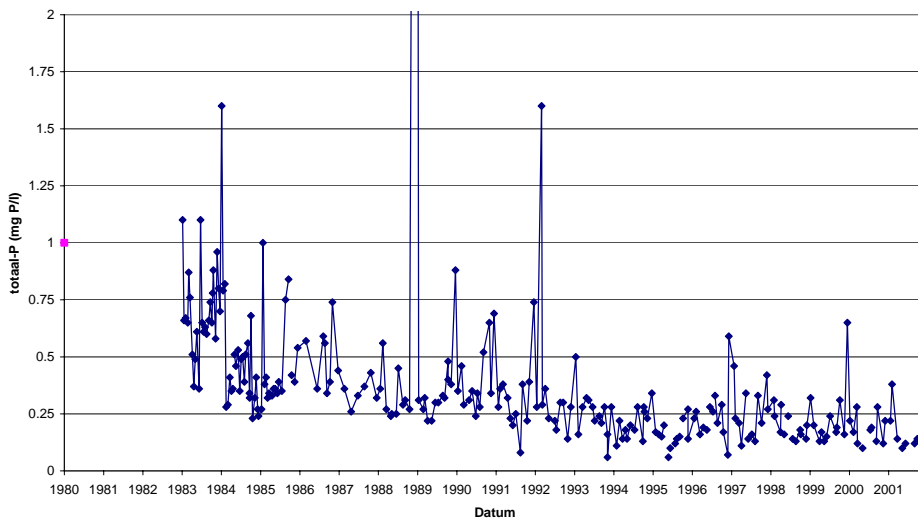
Monsterpunt Niers Zelderheide ONIER200



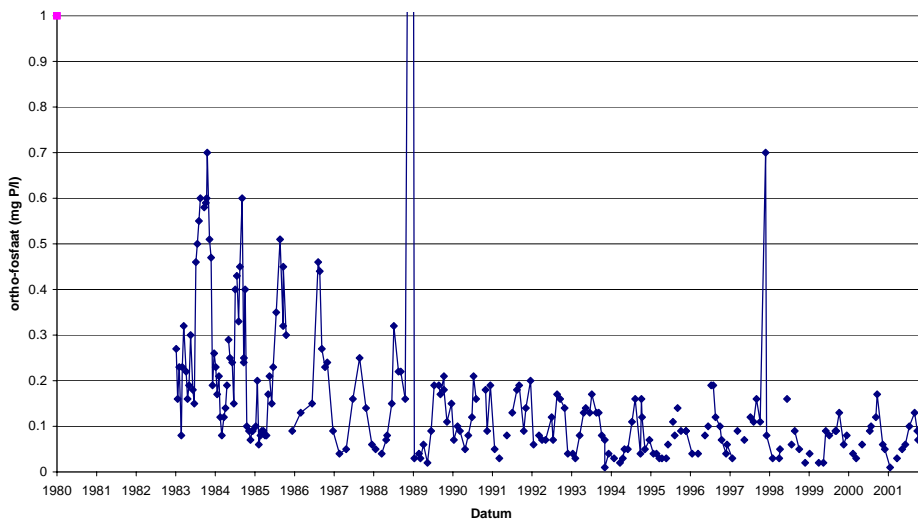
Monsterpunt Niers Zelderheide ONIER200



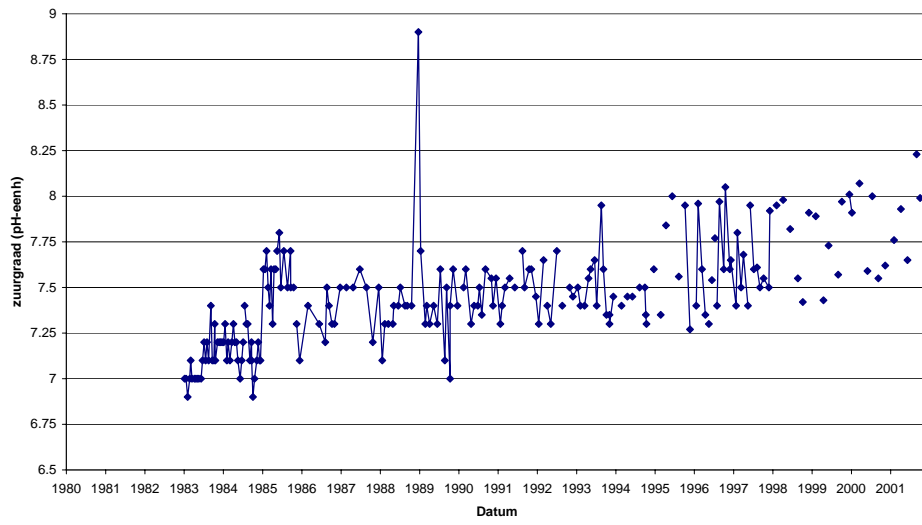
Monsterpunt Niers Zelderheide ONIER200



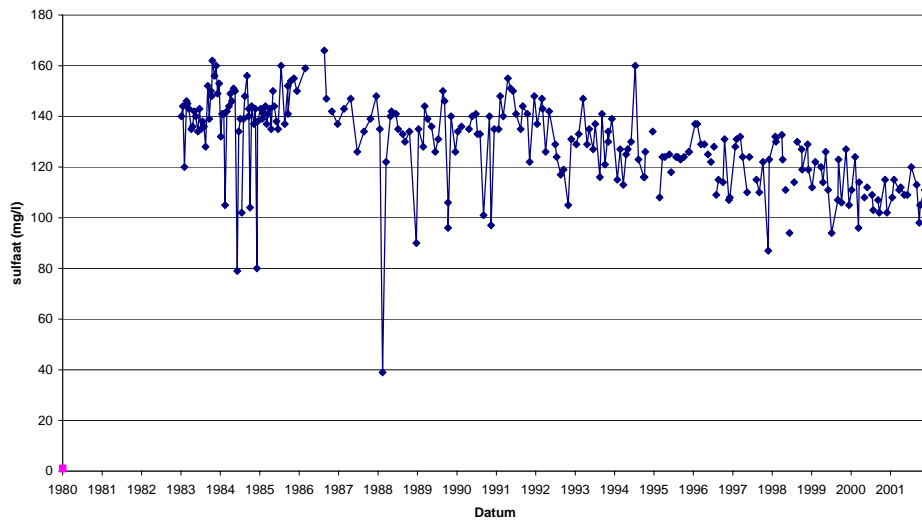
Monsterpunt Niers Zelderheide ONIER200



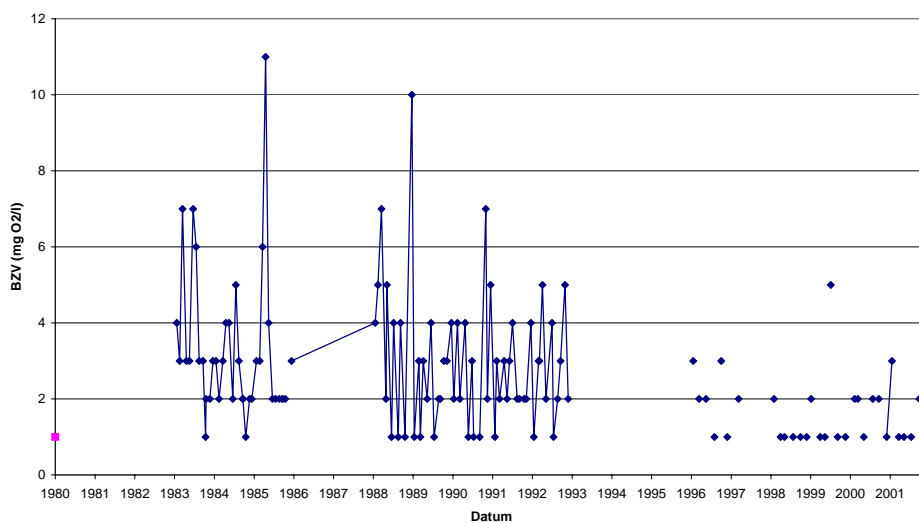
Monsterpunt Niers Zelderheide ONIER200



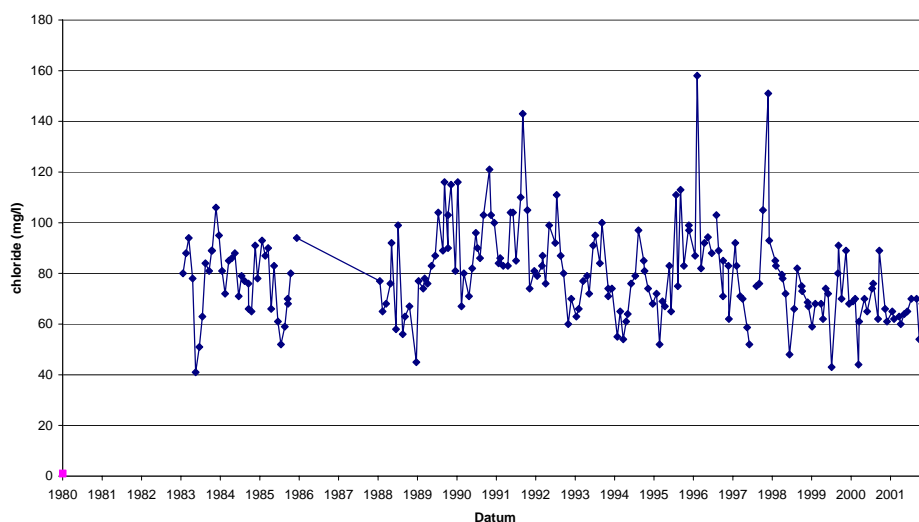
Monsterpunt Niers Zelderheide ONIER200



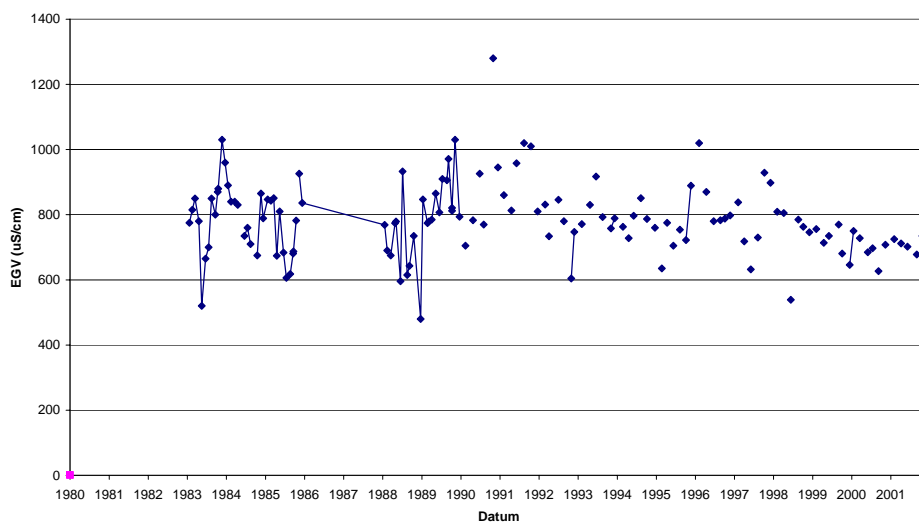
Monsterpunt Geldernskanaal OGELD100



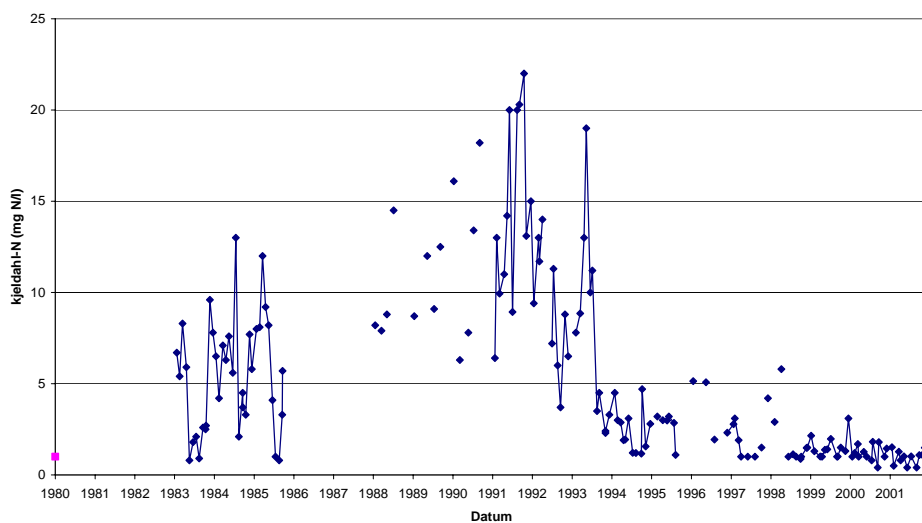
Monsterpunt Geldernskanaal OGELD100



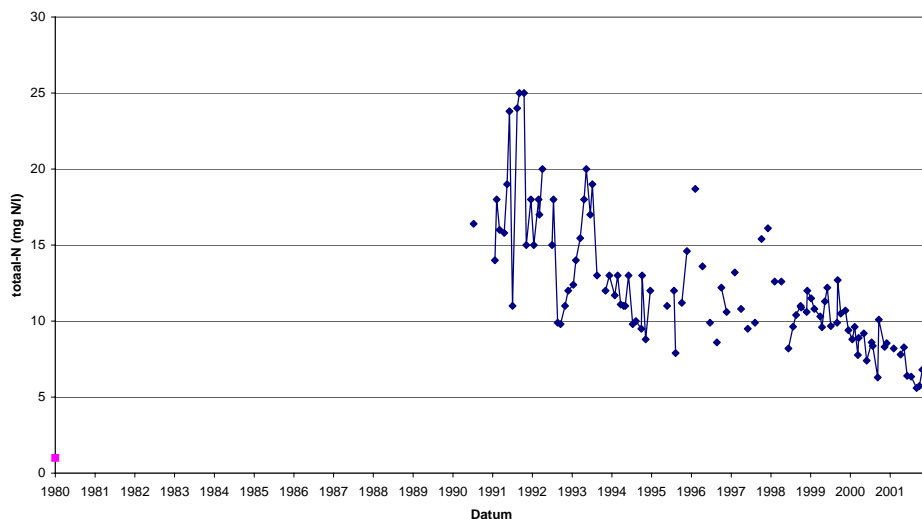
Monsterpunt Geldernskanaal OGELD100



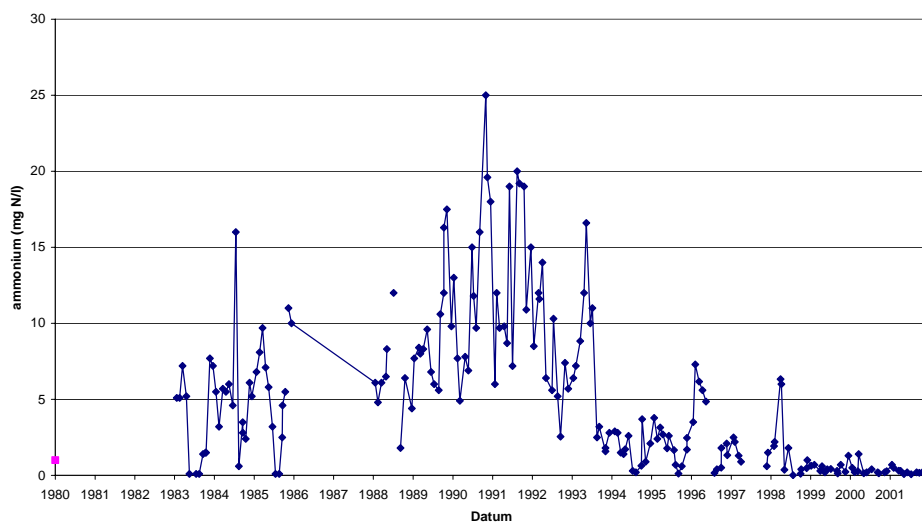
Monsterpunt Gelderskanaal OGELD100



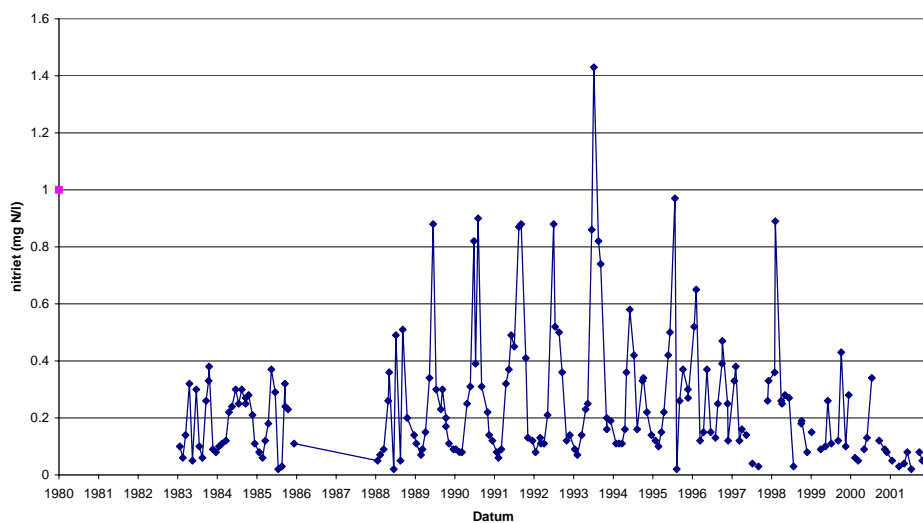
Monsterpunt Gelderskanaal OGELD100



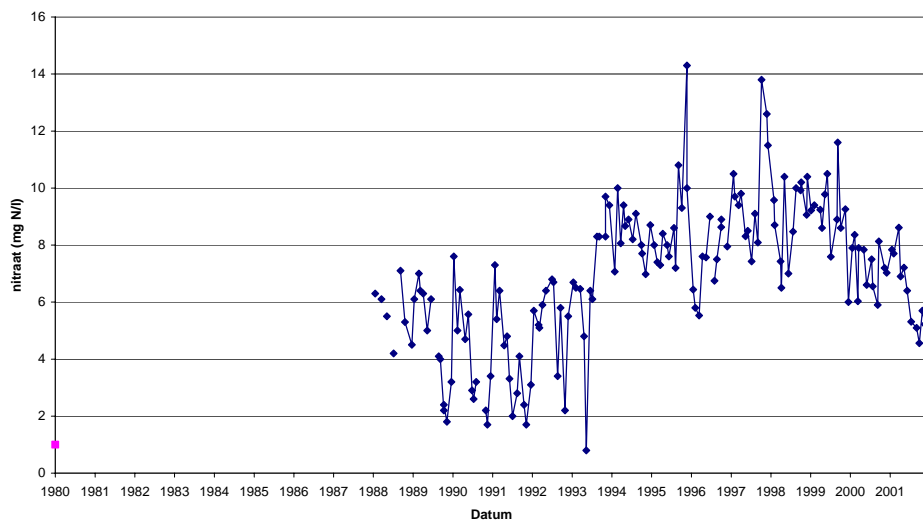
Monsterpunt Gelderskanaal OGELD100



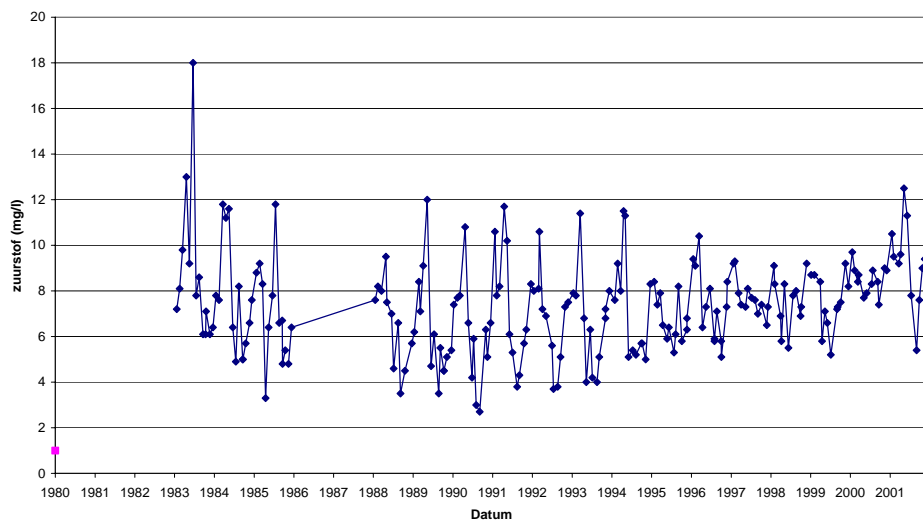
Monsterpunt Gelderskanaal OGELD100



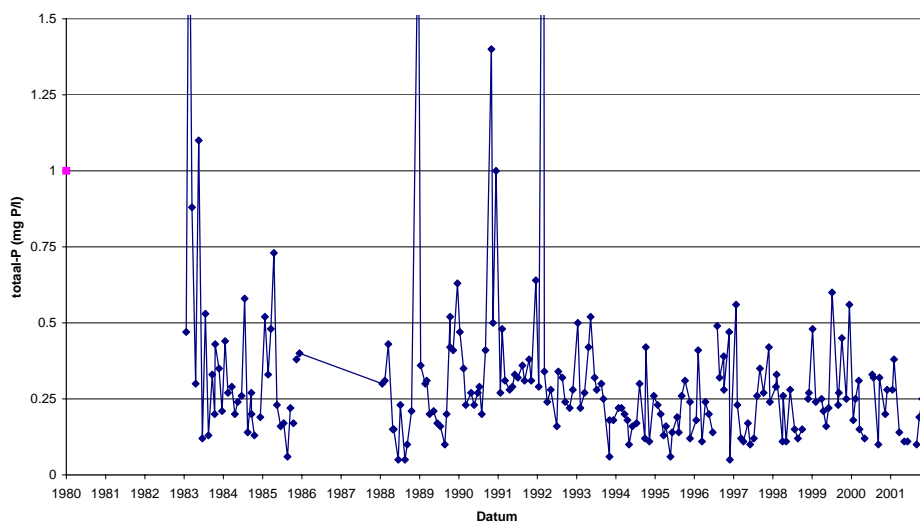
Monsterpunt Gelderskanaal OGELD100



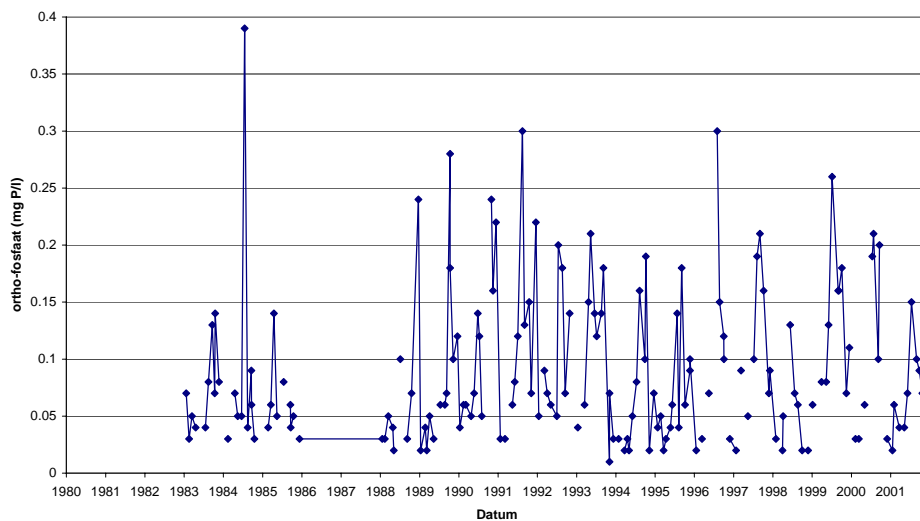
Monsterpunt Gelderskanaal OGELD100



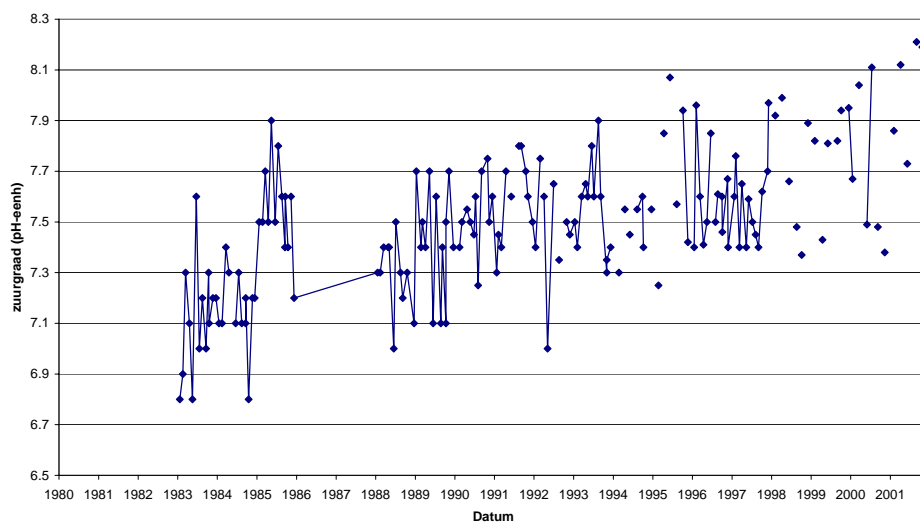
Monsterpunt Gelderskanaal OGELD100



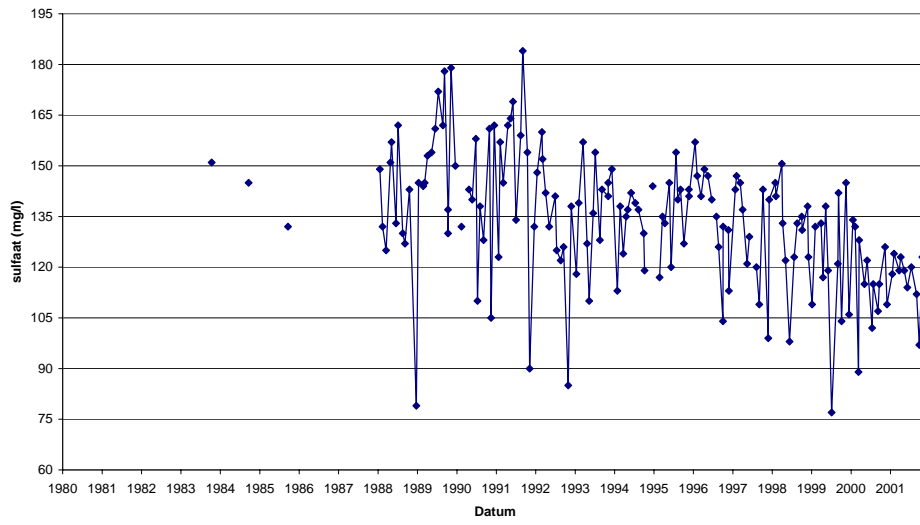
Monsterpunt Gelderskanaal OGELD100



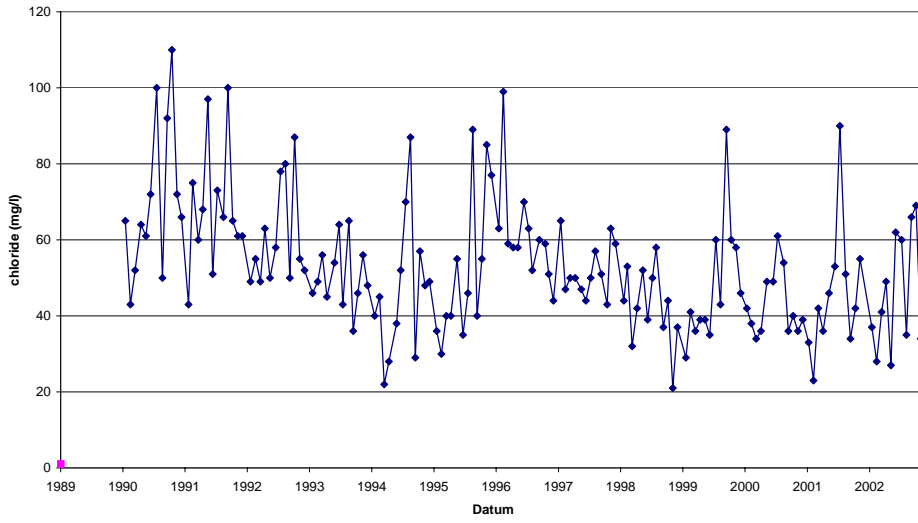
Monsterpunt Gelderskanaal OGELD100



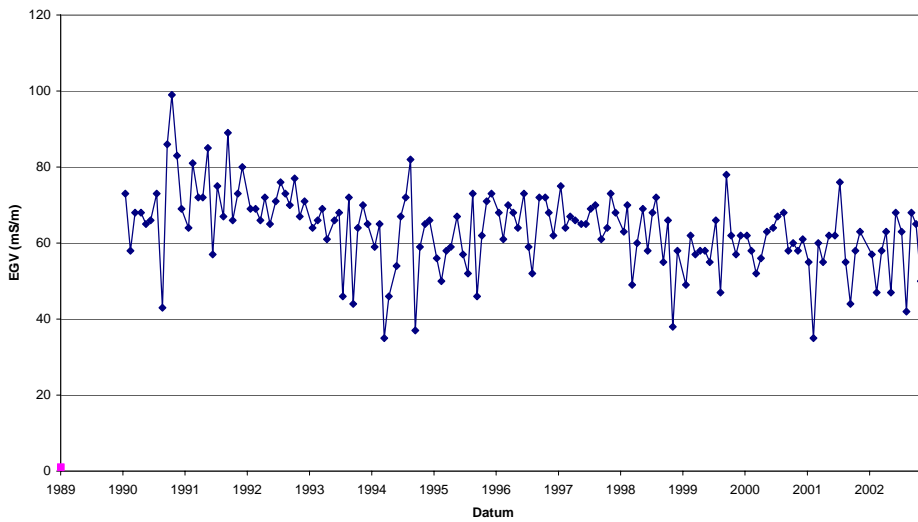
Monsterpunt Geldernskanaal OGELD100



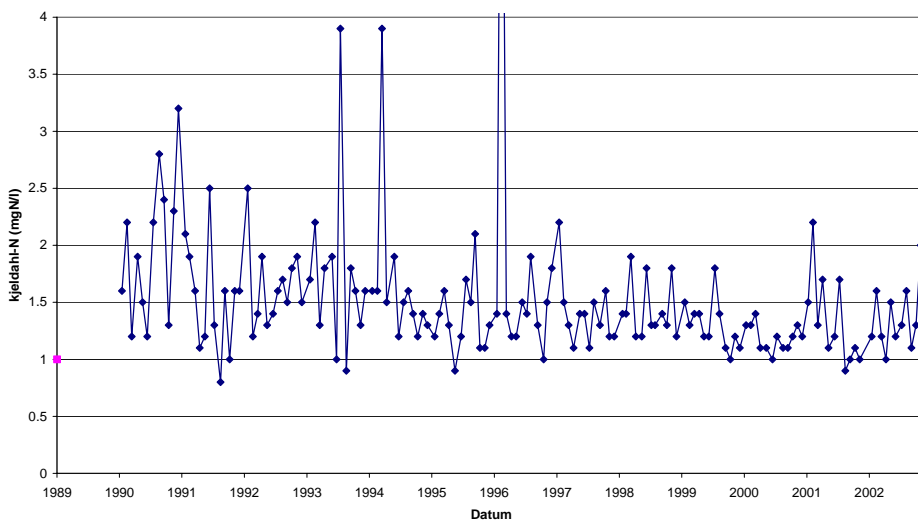
Monsterpunt Bovenslinge (grensovergang Kotten) BOS00



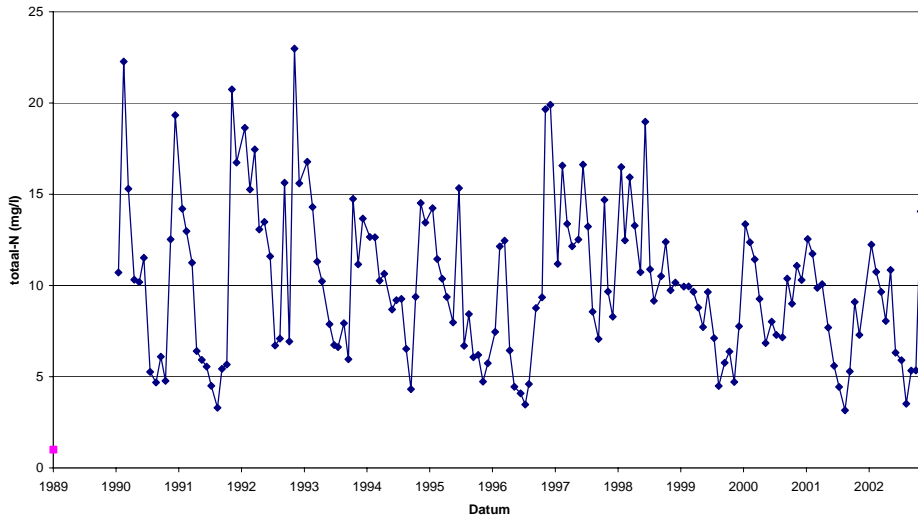
Monsterpunt Bovenslinge (grensovergang Kotten) BOS00



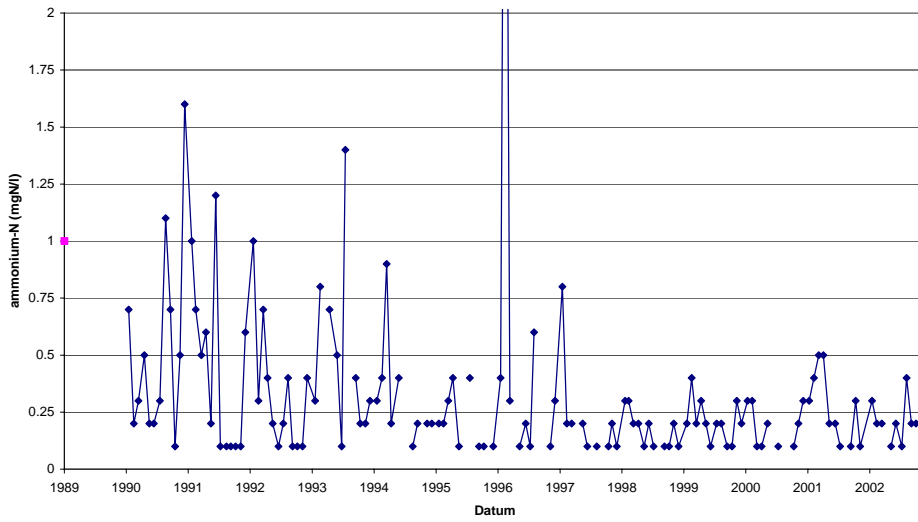
Monsterpunt Bovenslinge (grensovergang Kotten) BOS00



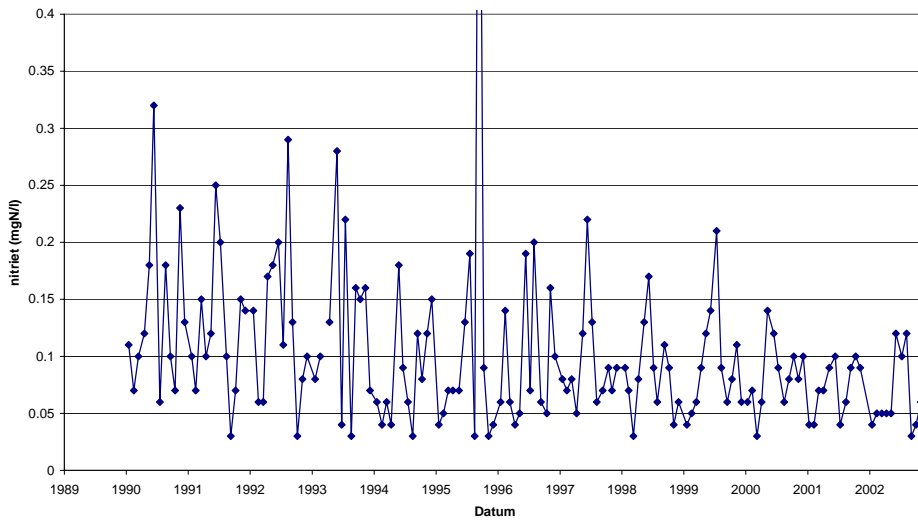
Monsterpunt Bovenslinge (grensovergang Kotten) BOS00



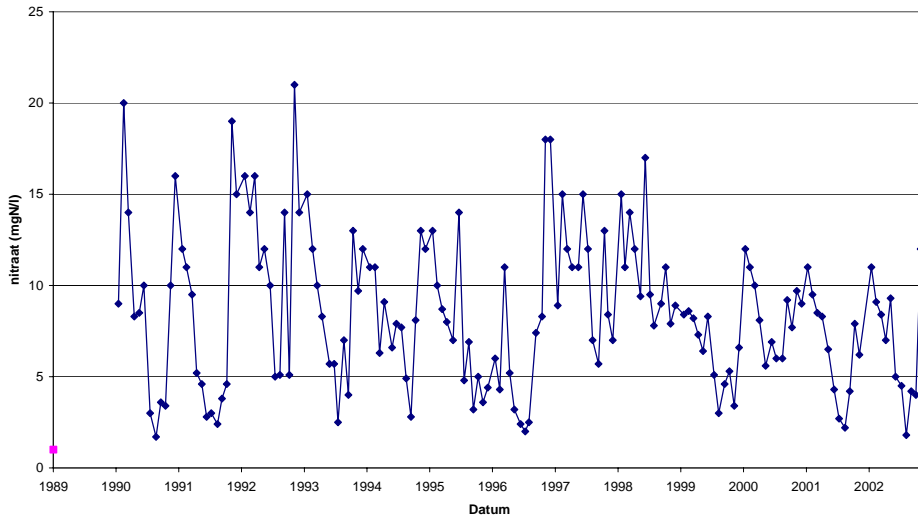
Monsterpunt Bovenslinge (grensovergang Kotten) BOS00



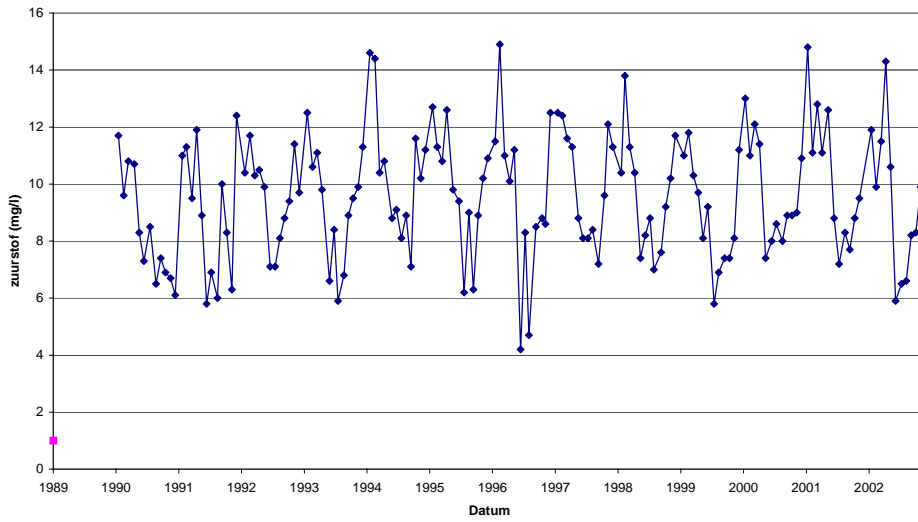
Monsterpunt Bovenslinge (grensovergang Kotten) BOS00



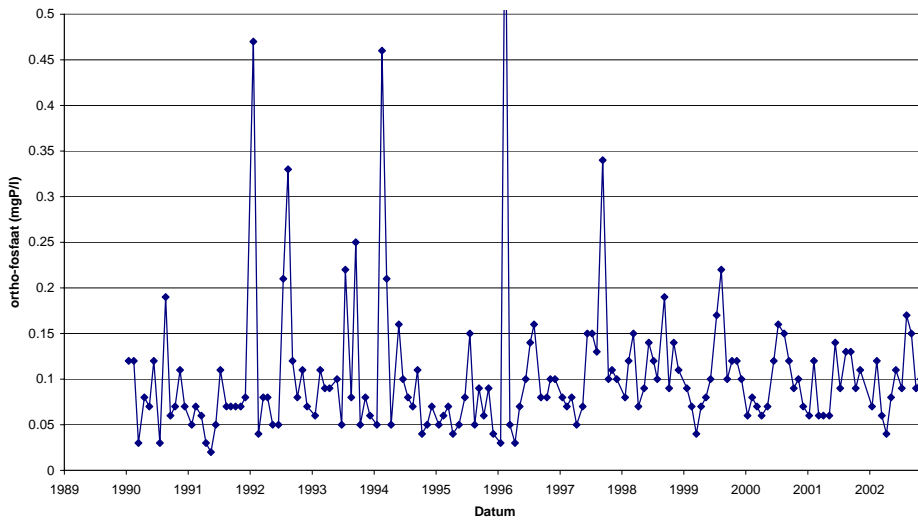
Monsterpunt Bovenslinge (grensovergang Kotten) BOS00



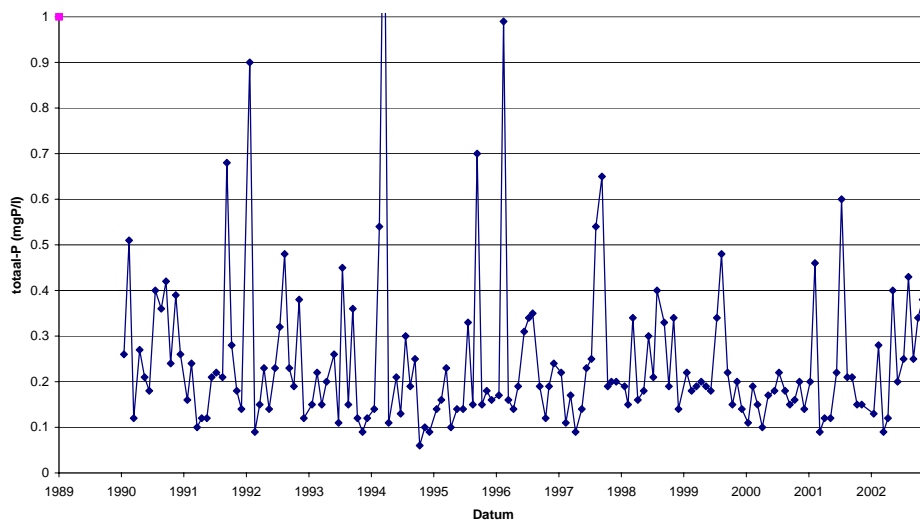
Monsterpunt Bovenslinge (grensovergang Kotten) BOS00



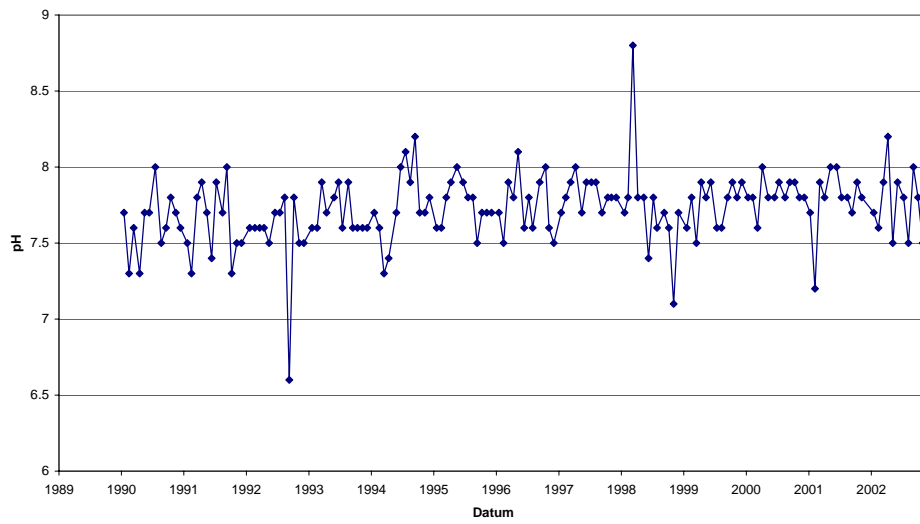
Monsterpunt Bovenslinge (grensovergang Kotten) BOS00



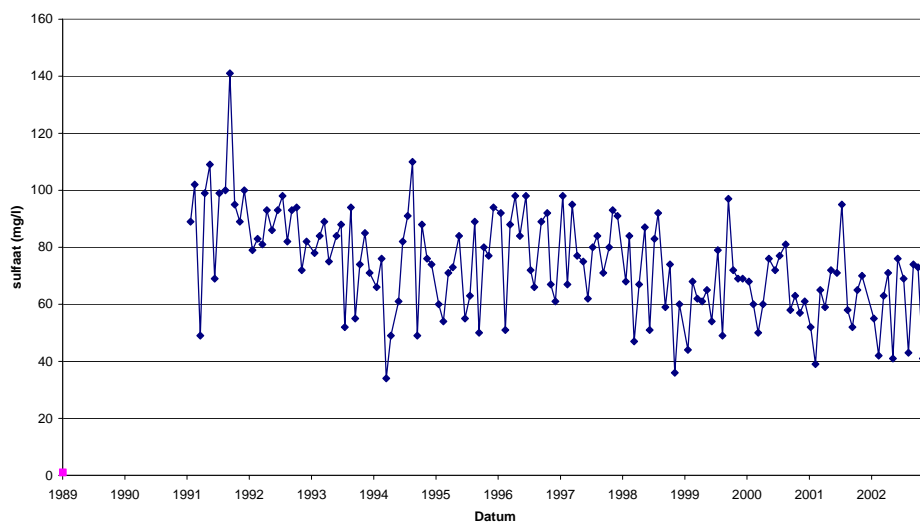
Monsterpunt Bovenslinge (grensovergang Kotten) BOS00



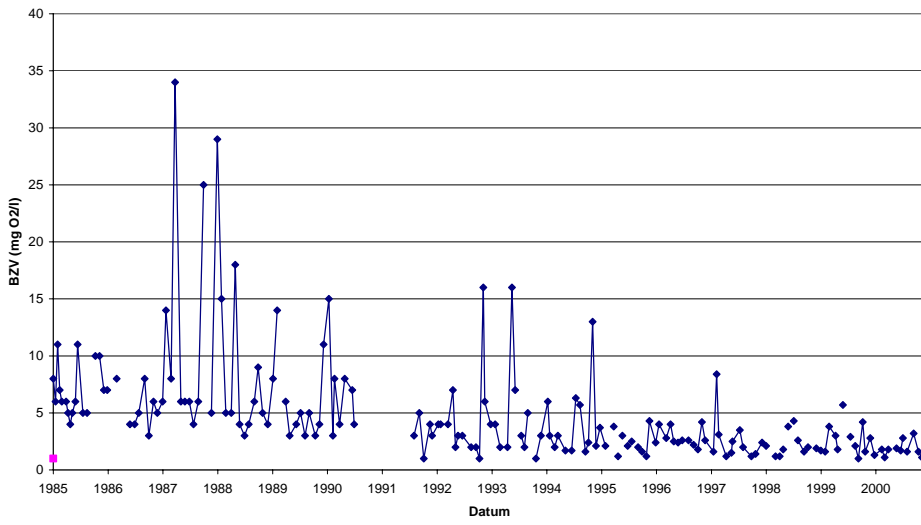
Monsterpunt Bovenslinge (grensovergang Kotten) BOS00



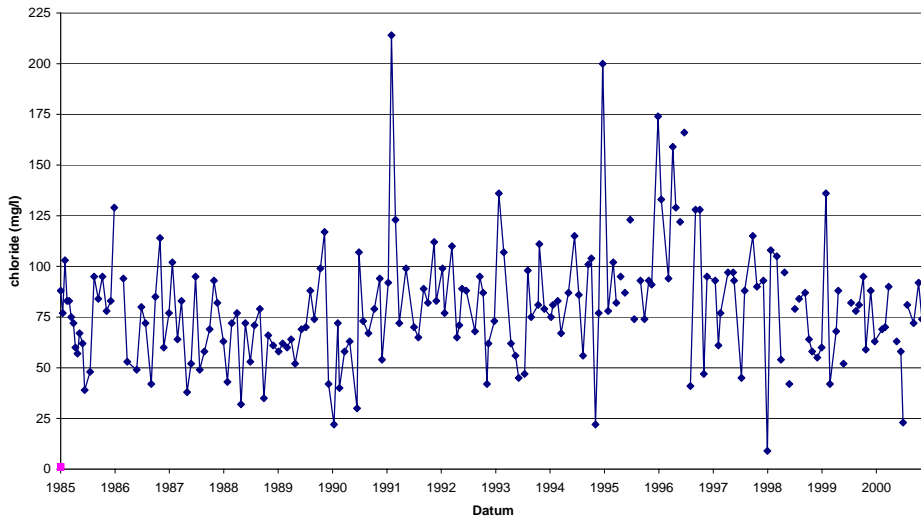
Monsterpunt Bovenslinge (grensovergang Kotten) BOS00



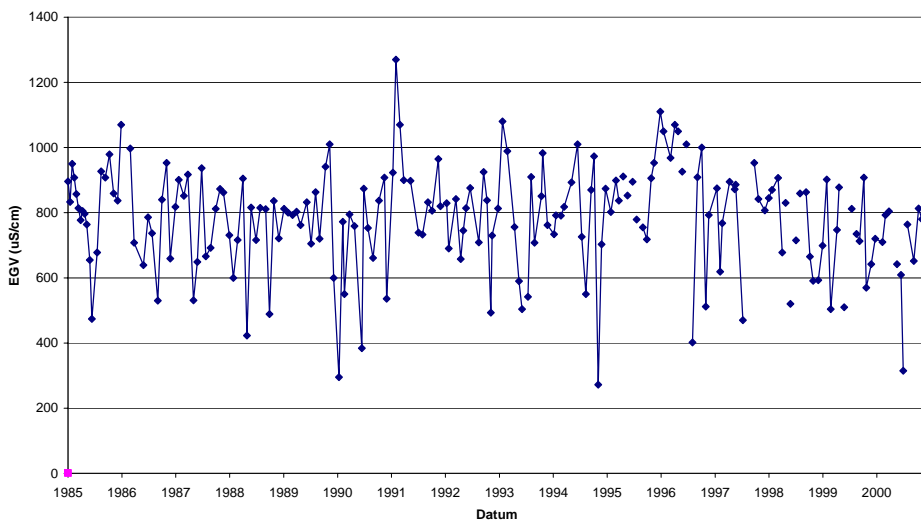
Monsterpunt Geleenbeek OGELE900



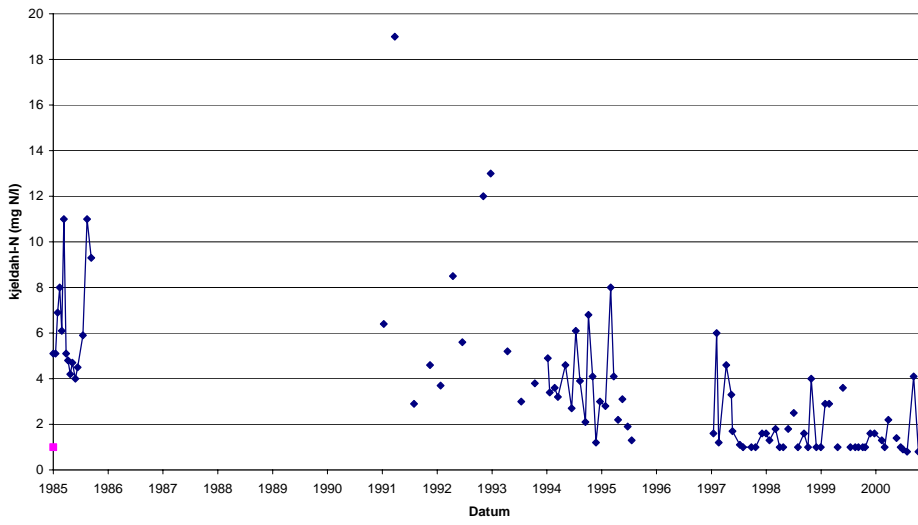
Monsterpunt Geleenbeek OGELE900



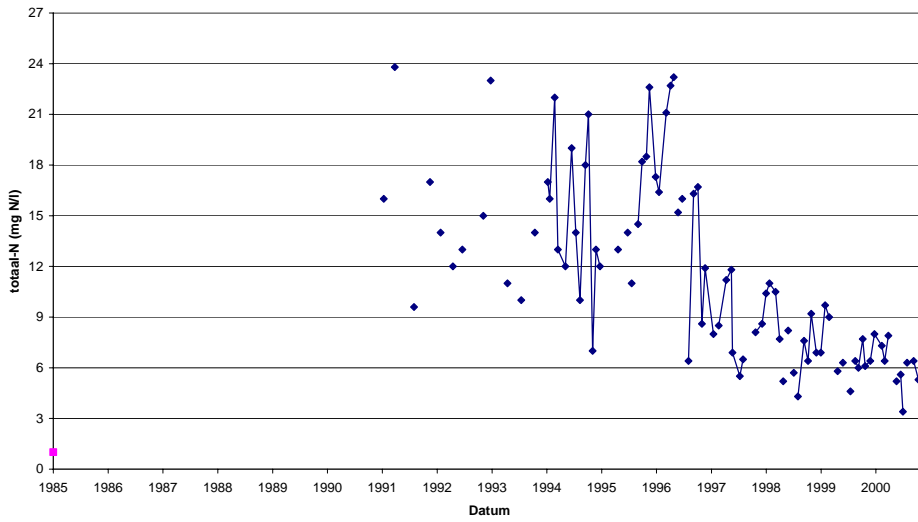
Monsterpunt Geleenbeek OGELE900



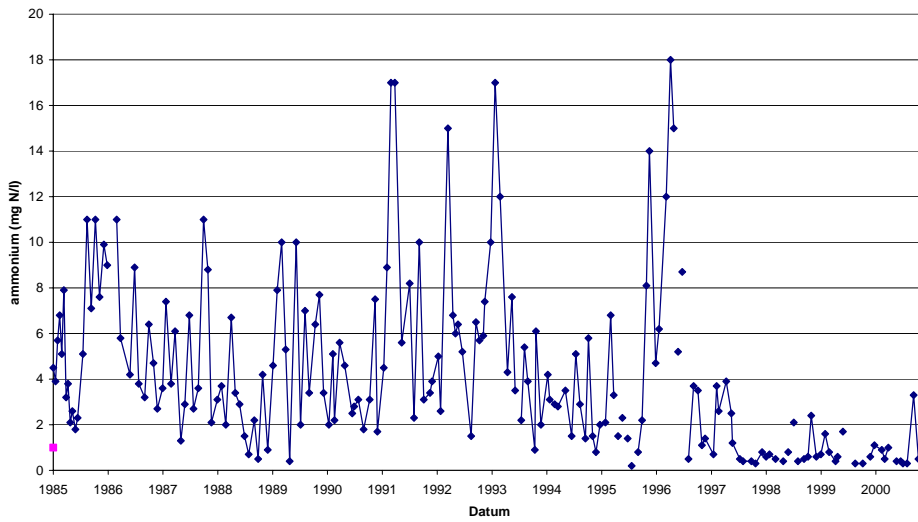
Monsterpunt Geleenbeek OGELE900



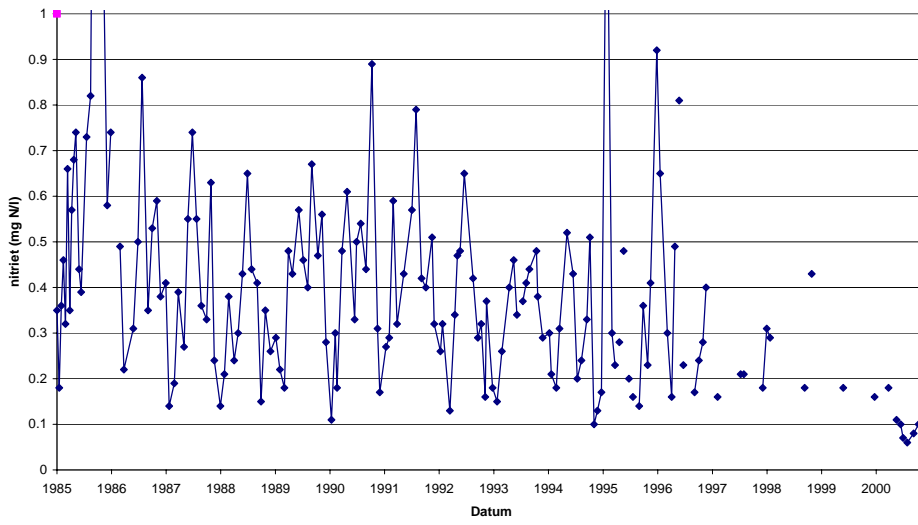
Monsterpunt Geleenbeek OGELE900



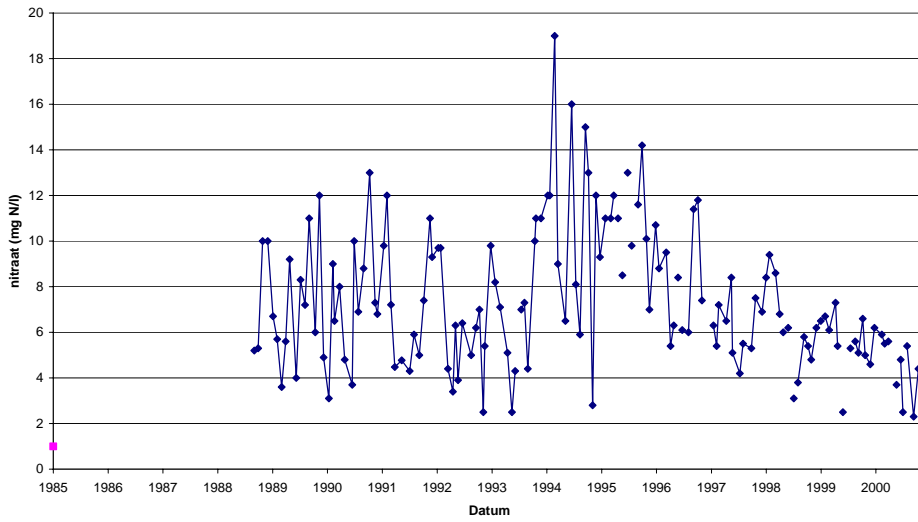
Monsterpunt Geleenbeek OGELE900



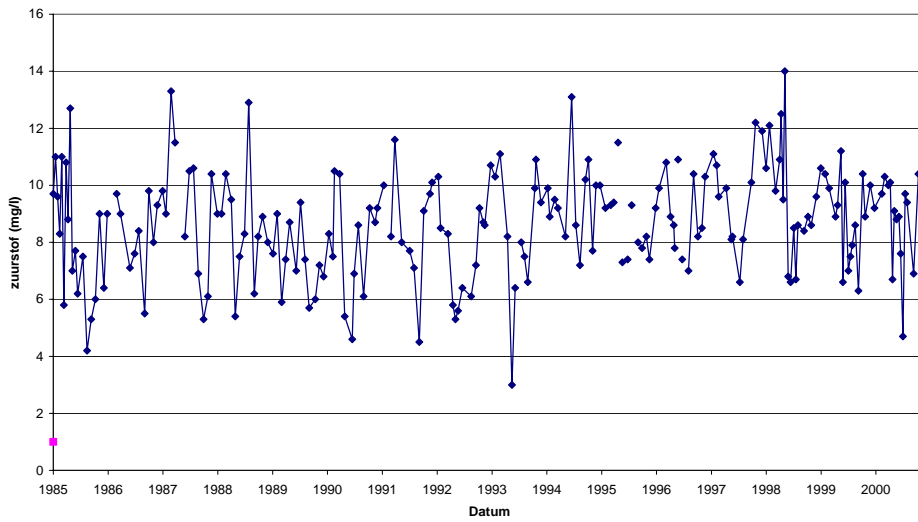
Monsterpunt Geleenbeek OGELE900



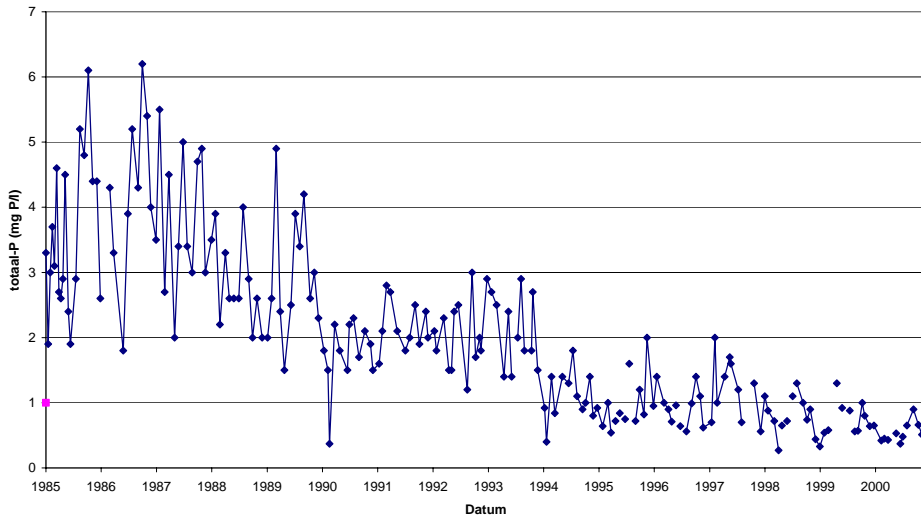
Monsterpunt Geleenbeek OGELE900



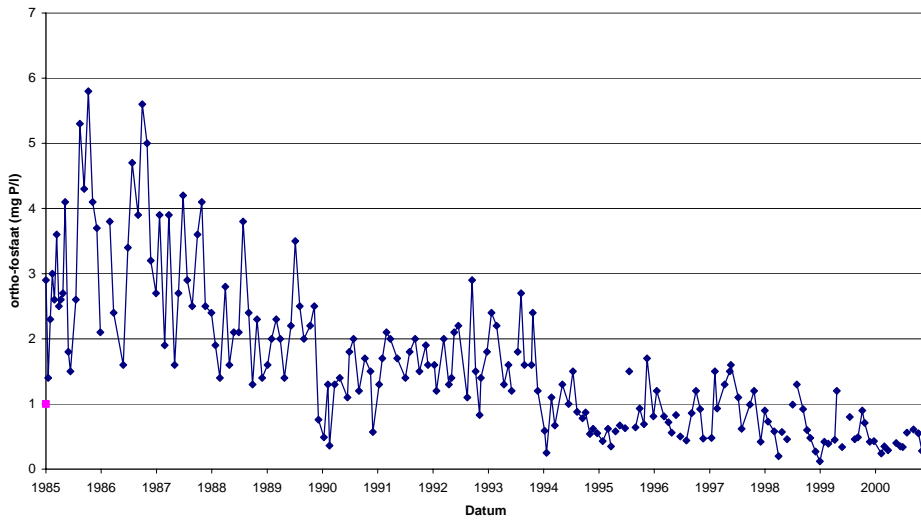
Monsterpunt Geleenbeek OGELE900



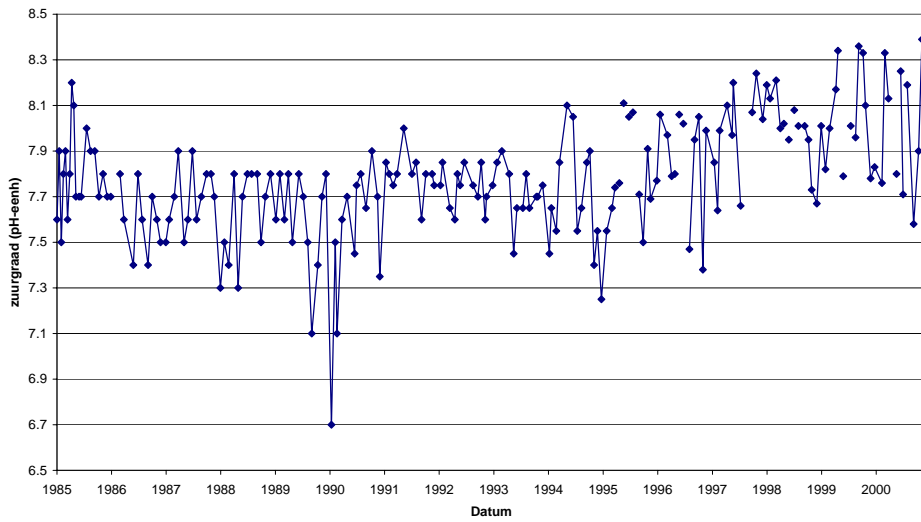
Monsterpunt Geleenbeek OGELE900



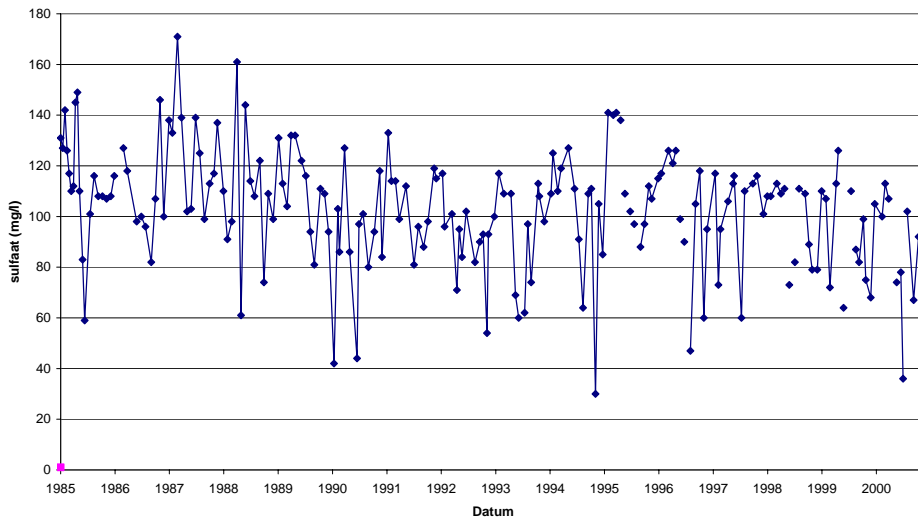
Monsterpunt Geleenbeek OGELE900



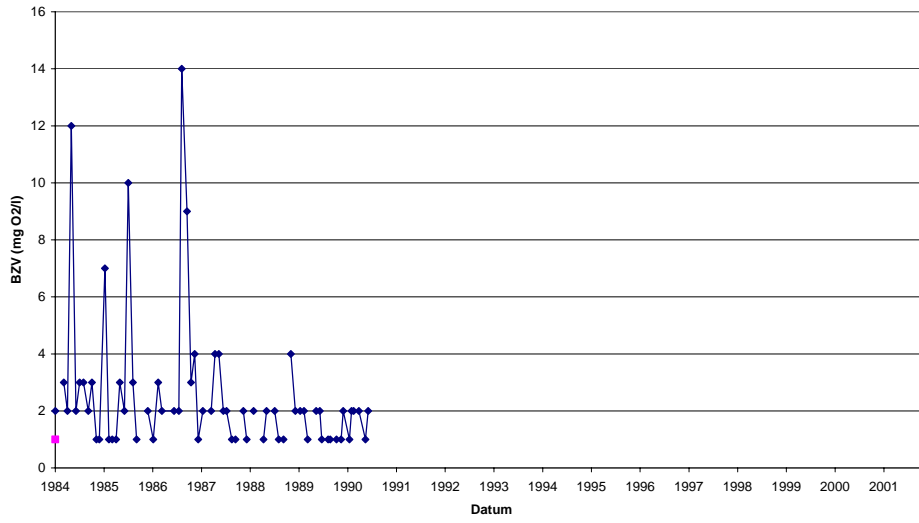
Monsterpunt Geleenbeek OGELE900



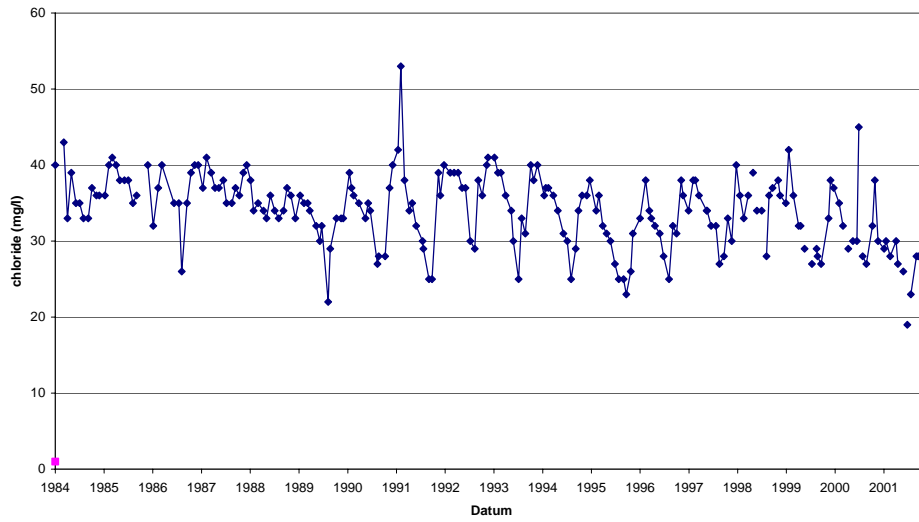
Monsterpunt Geleenbeek OGELE900



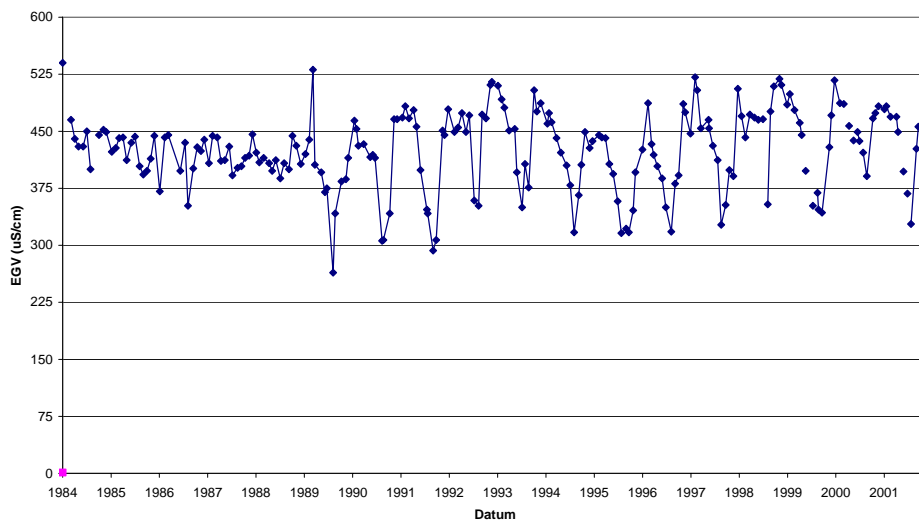
Monsterpunt Eckeltsebeek Afferden OECKE800



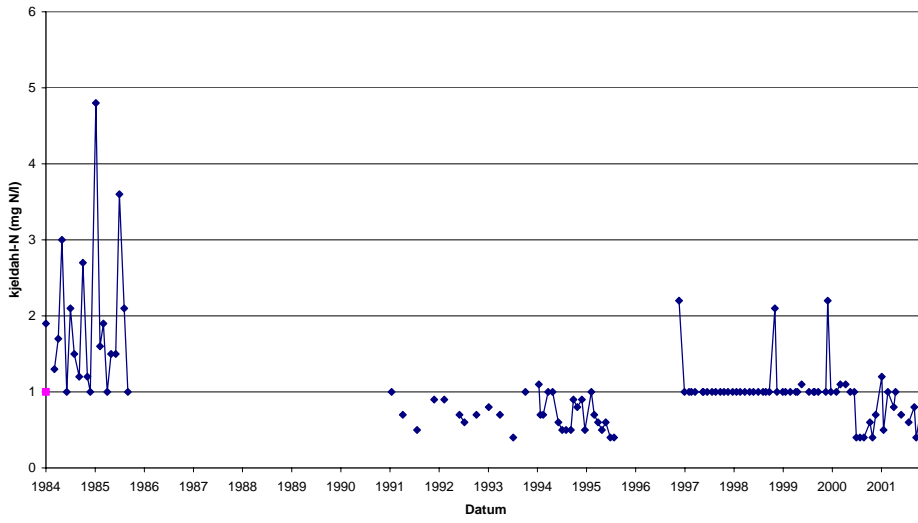
Monsterpunt Eckeltsebeek Afferden OECKE800



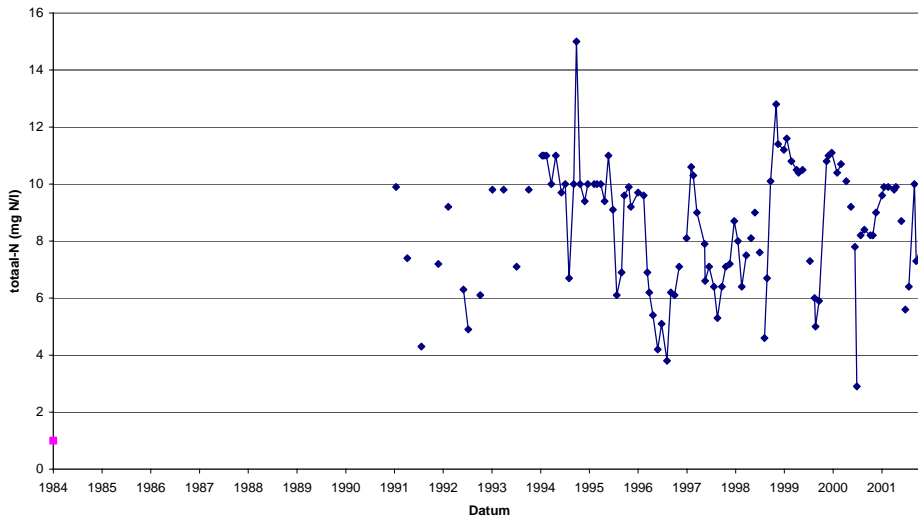
Monsterpunt Eckeltsebeek Afferden OECKE800



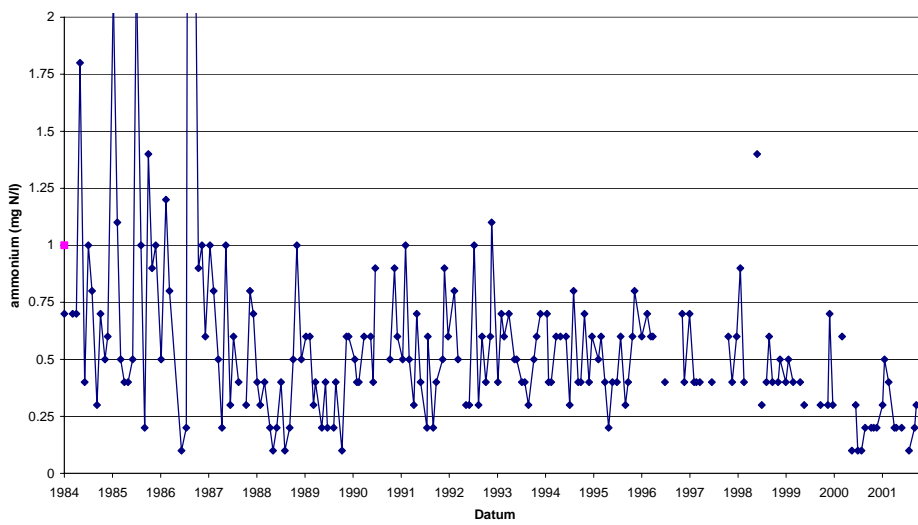
Monsterpunt Eckeltsebeek Afferden OECKE800



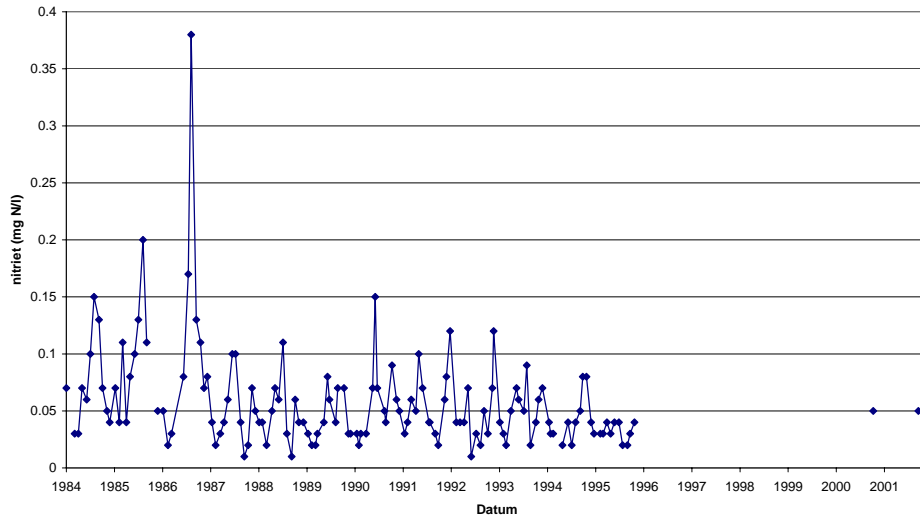
Monsterpunt Eckeltsebeek Afferden OECKE800



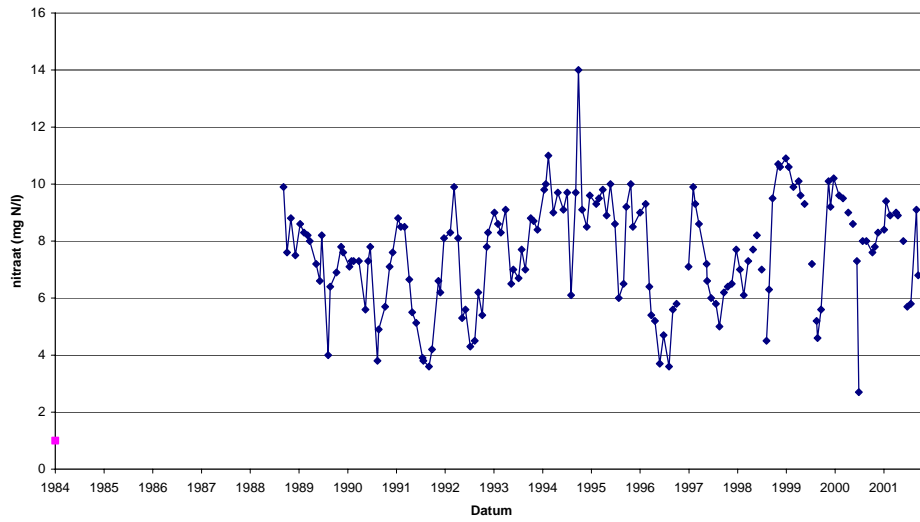
Monsterpunt Eckeltsebeek Afferden OECKE800



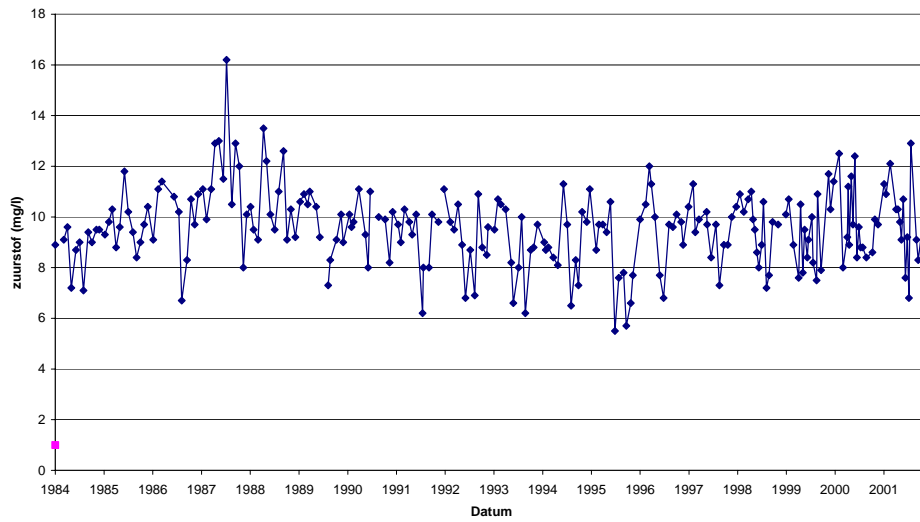
Monsterpunt Eckeltsebeek Afferden OECKE800



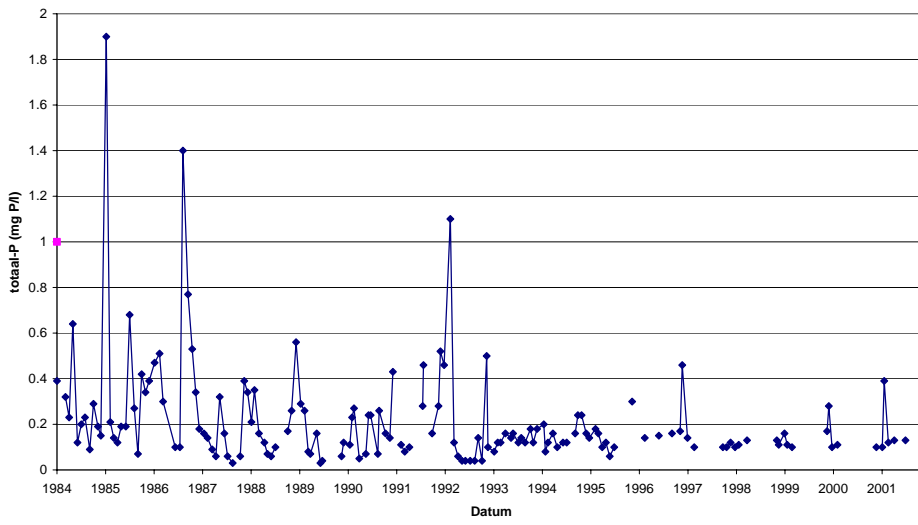
Monsterpunt Eckeltsebeek Afferden OECKE800



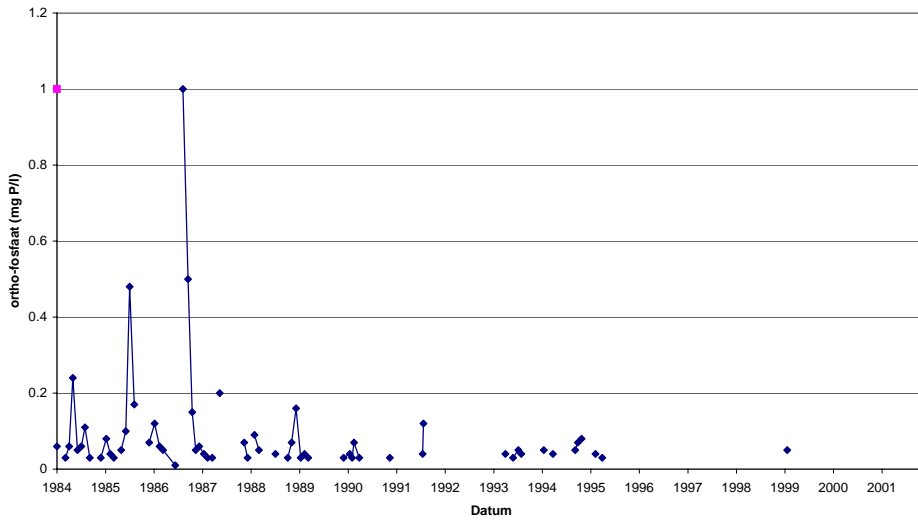
Monsterpunt Eckeltsebeek Afferden OECKE800



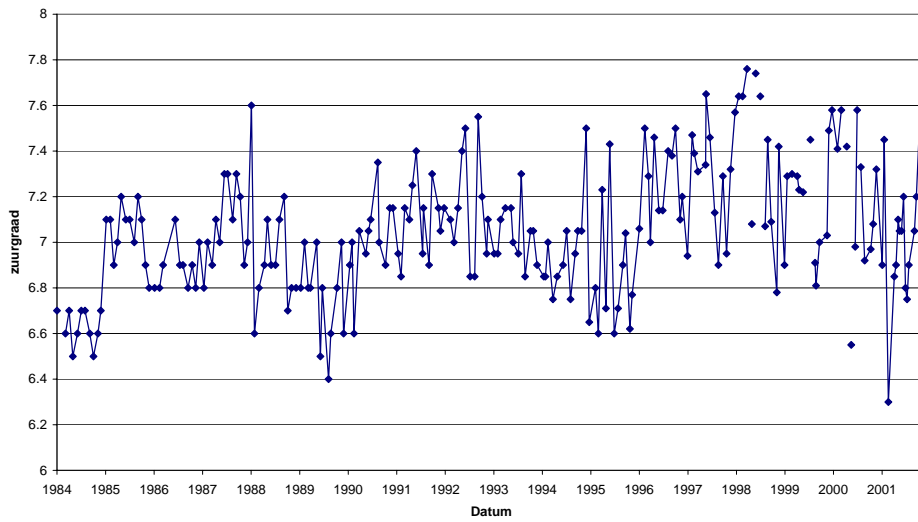
Monsterpunt Eckeltsebeek Afferden OECKE800



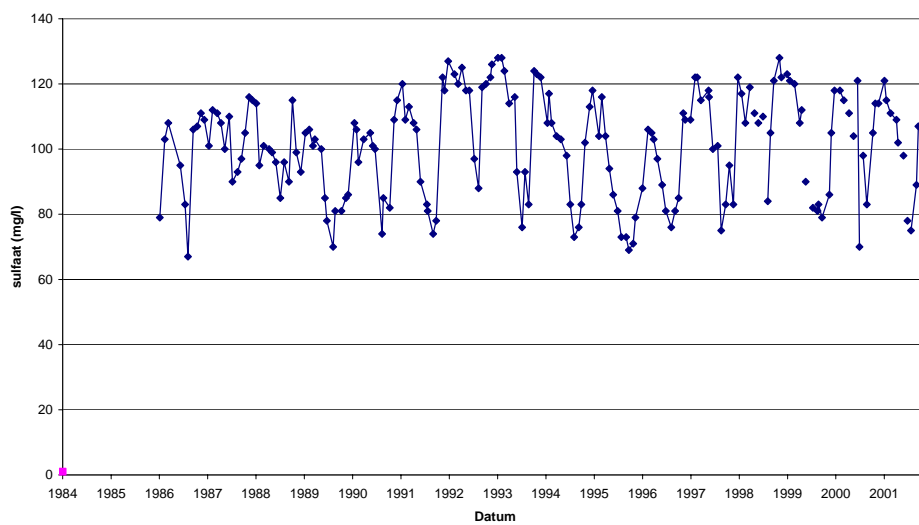
Monsterpunt Eckeltsebeek Afferden OECKE800



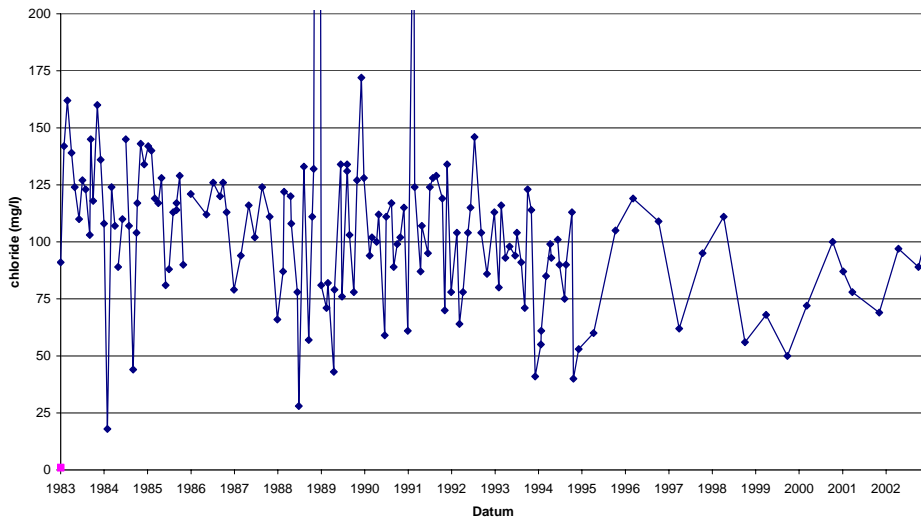
Monsterpunt Eckeltsebeek Afferden OECKE800



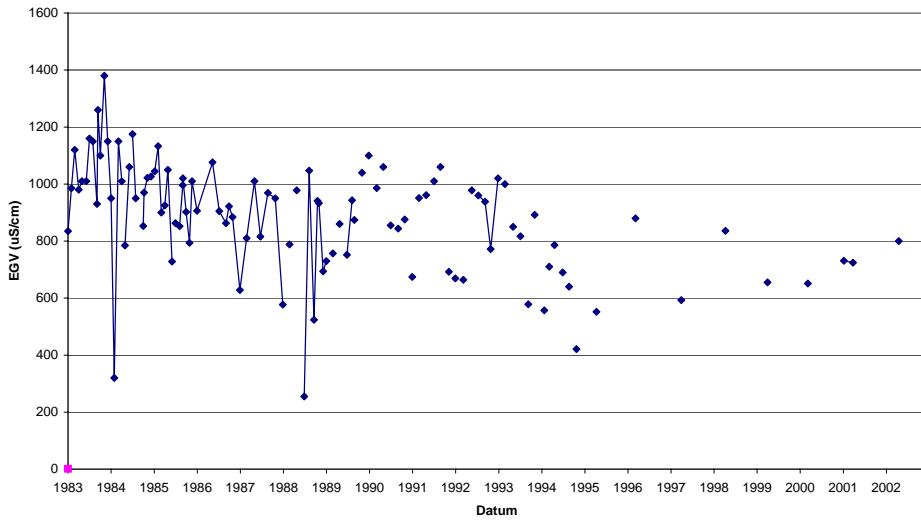
Monsterpunt Eckeltsebeek Afferden OECKE800



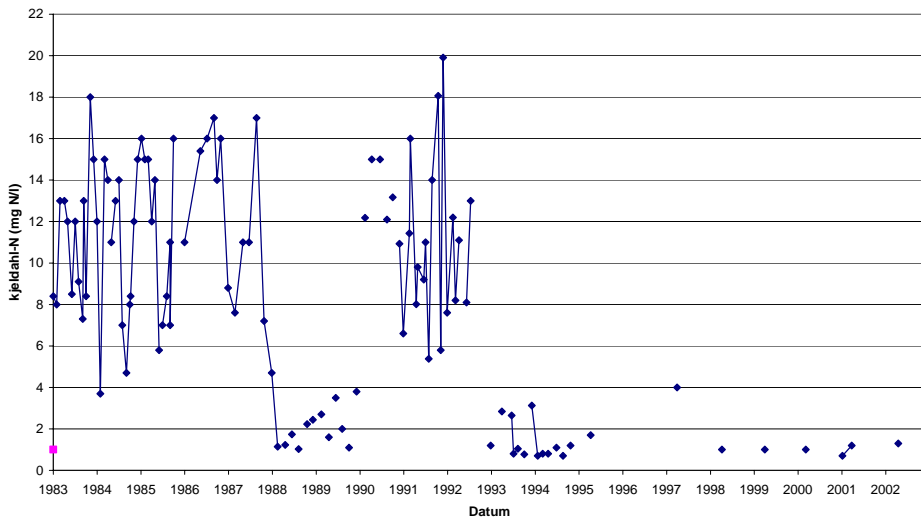
monsterpunt Worm Haanraade OWORM100



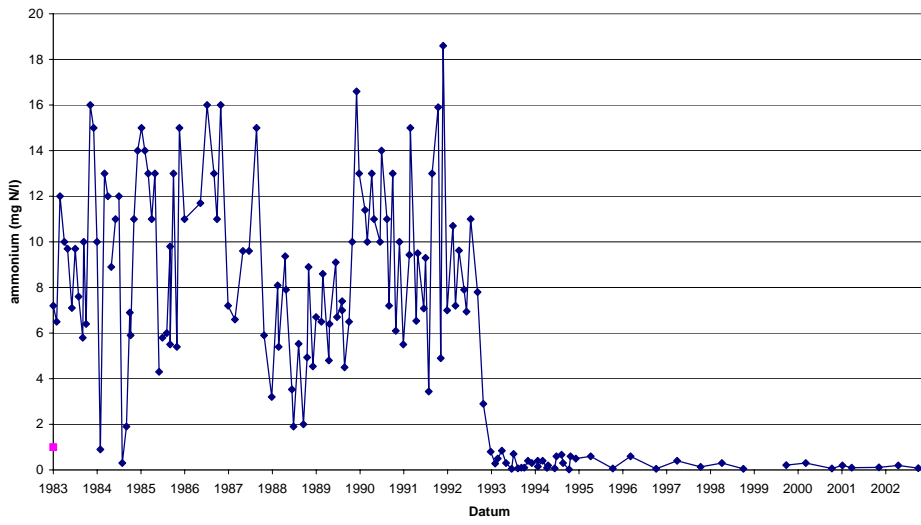
monsterpunt Worm Haanraade OWORM100



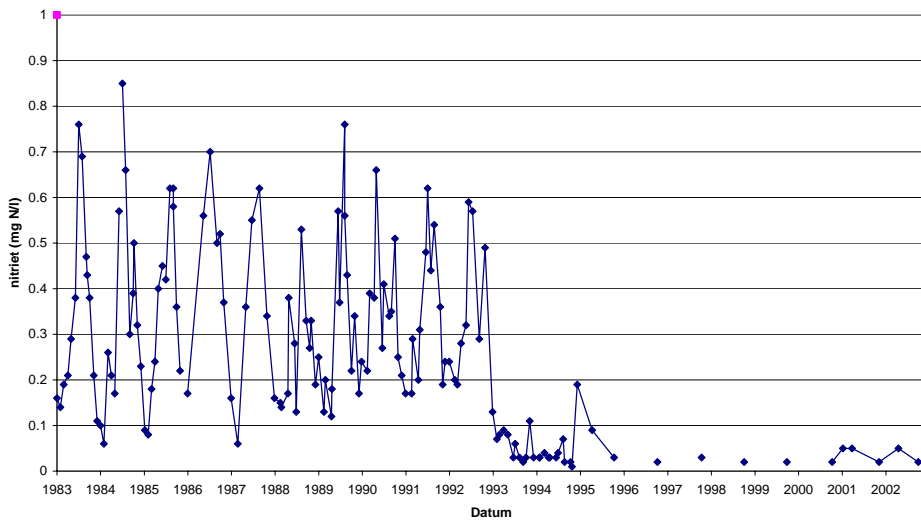
monsterpunt Worm Haanraade OWORM100



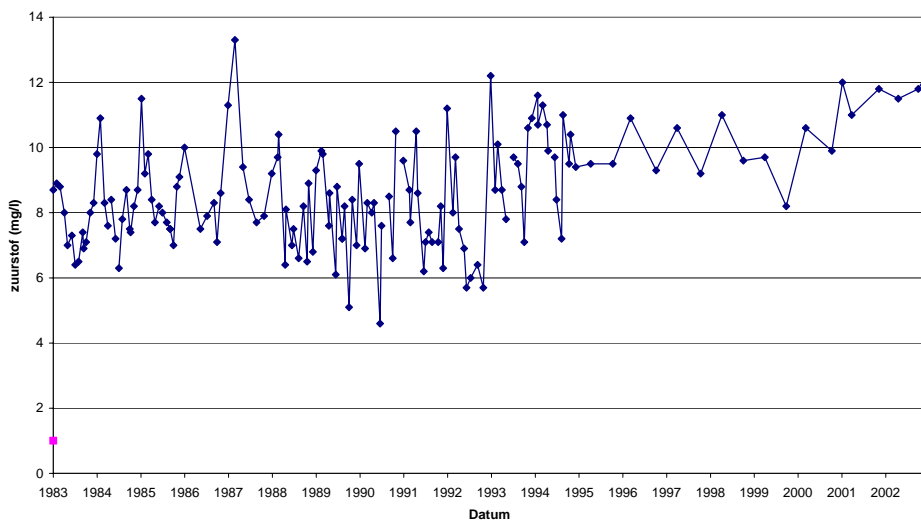
monsterpunt Worm Haanraade OWORM100



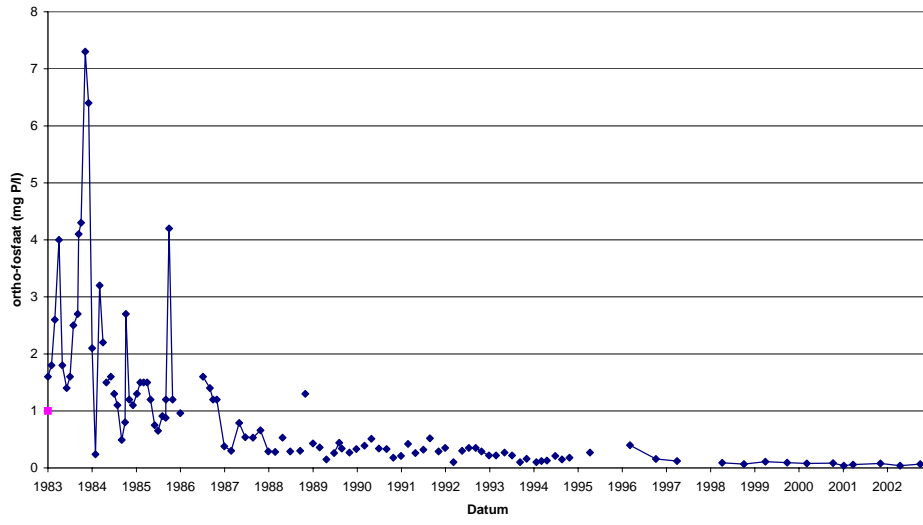
monsterpunt Worm Haanraade OWORM100



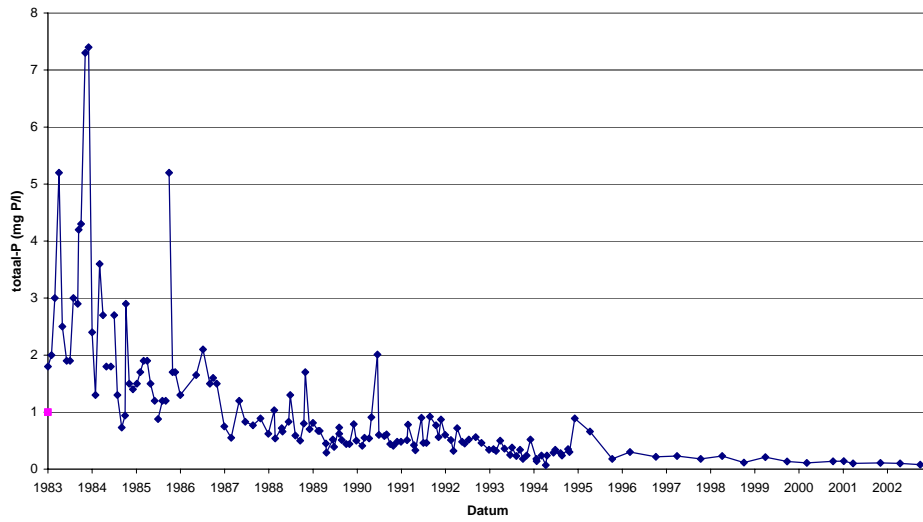
monsterpunt Worm Haanraade OWORM100



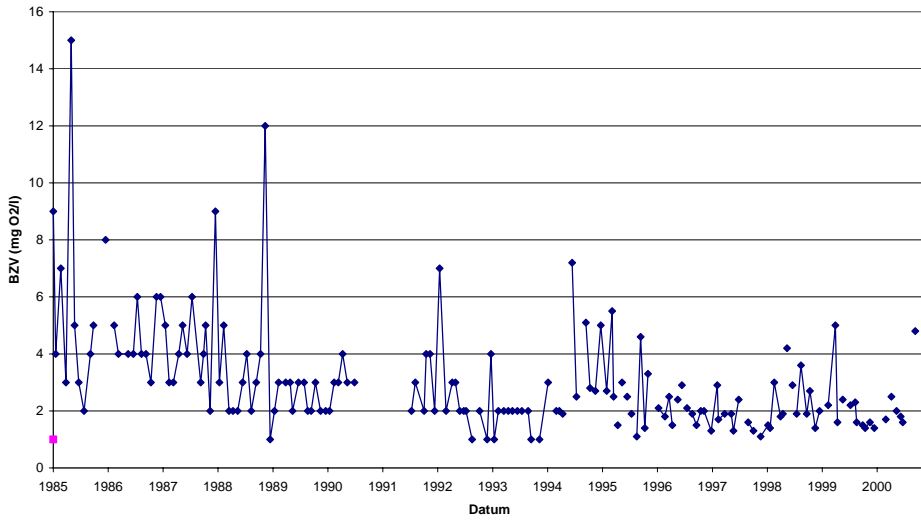
monsterpunt Worm Haanraade OWORM100



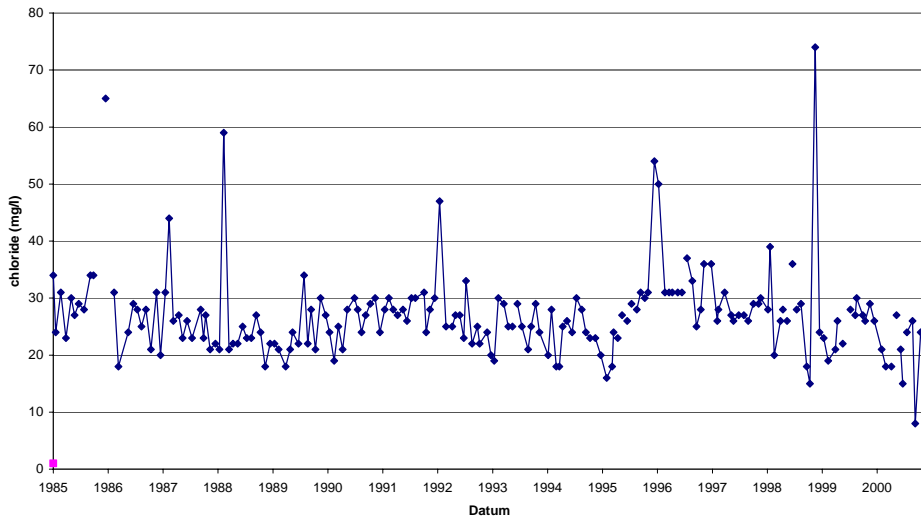
monsterpunt Worm Haanraade OWORM100



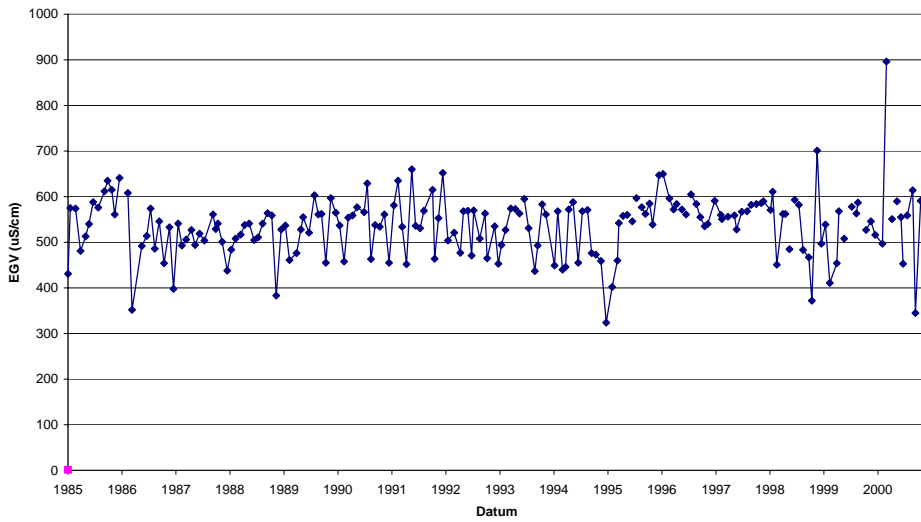
Monsterpunt Geul Bunde OGEUL900



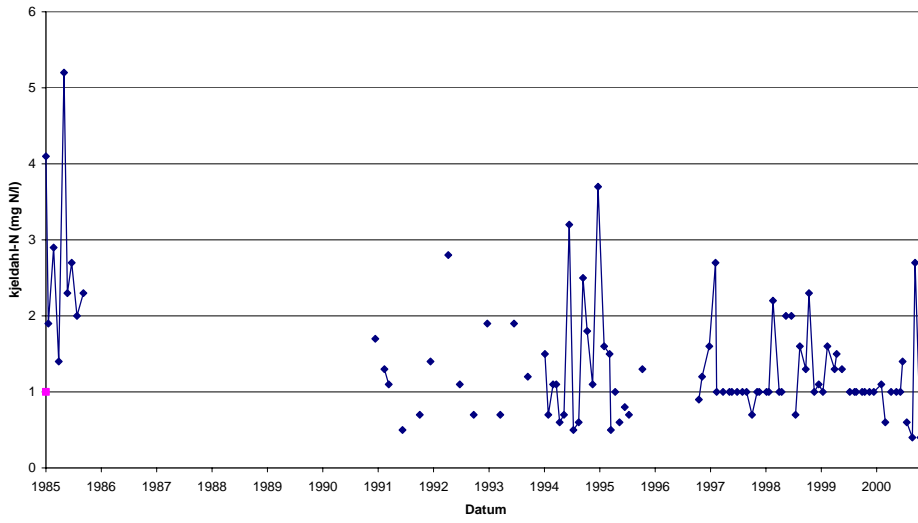
Monsterpunt Geul Bunde OGEUL900



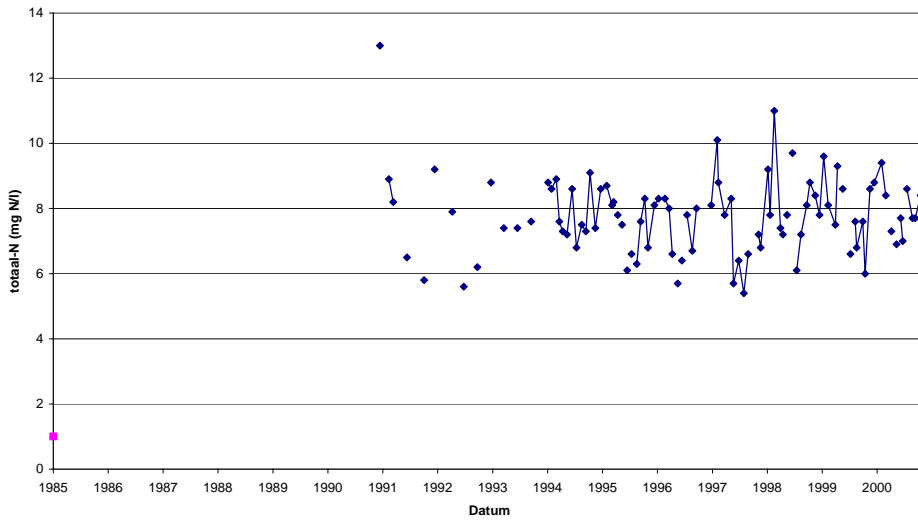
Monsterpunt Geul Bunde OGEUL900



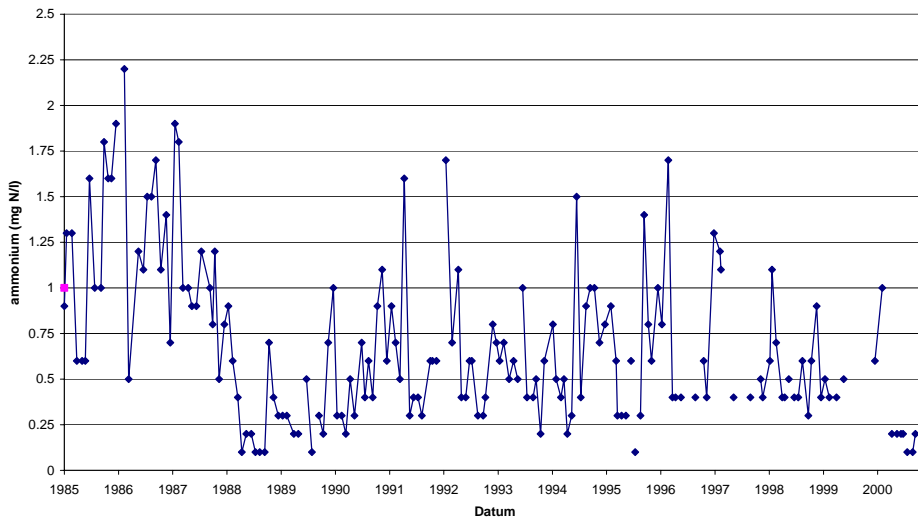
Monsterpunt Geul Bunde OGEUL900



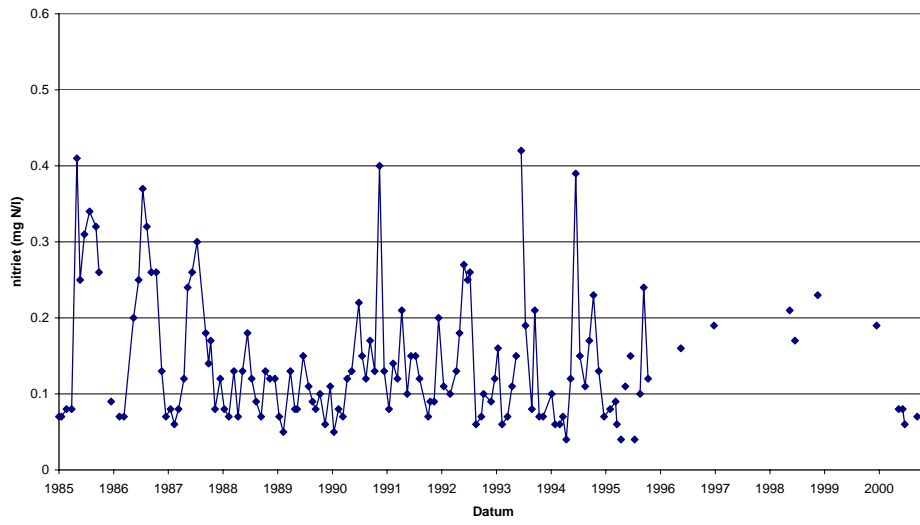
Monsterpunt Geul Bunde OGEUL900



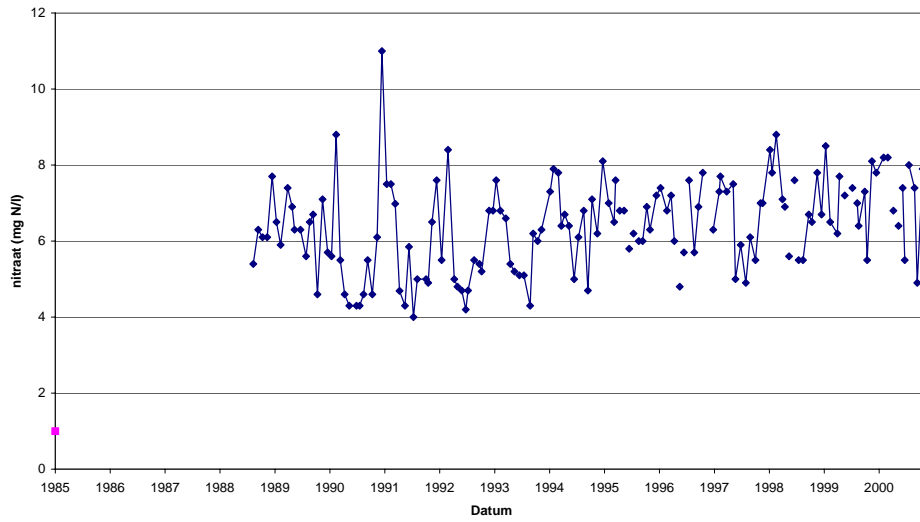
Monsterpunt Geul Bunde OGEUL900



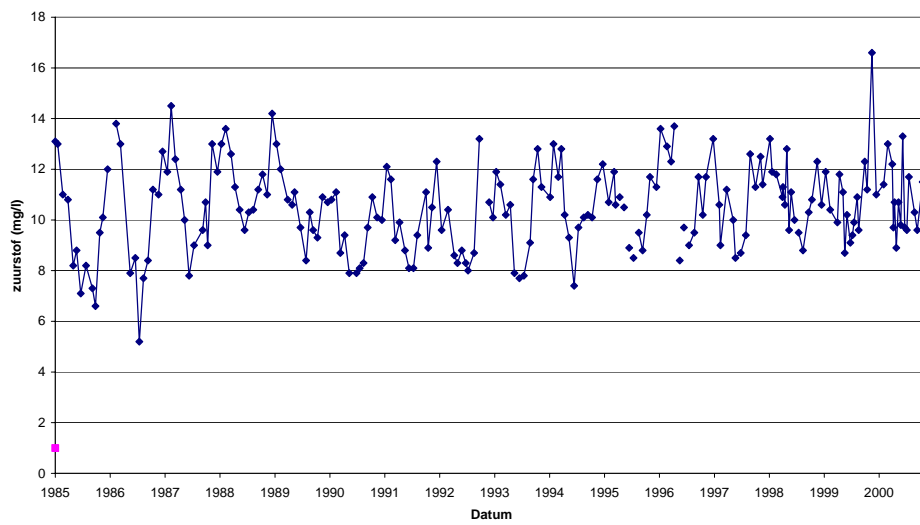
Monsterpunt Geul Bunde OGEUL900



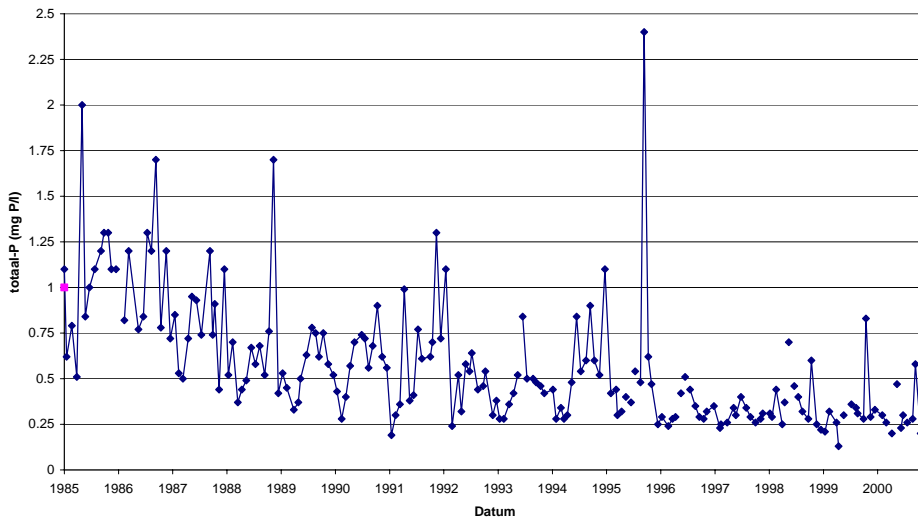
Monsterpunt Geul Bunde OGEUL900



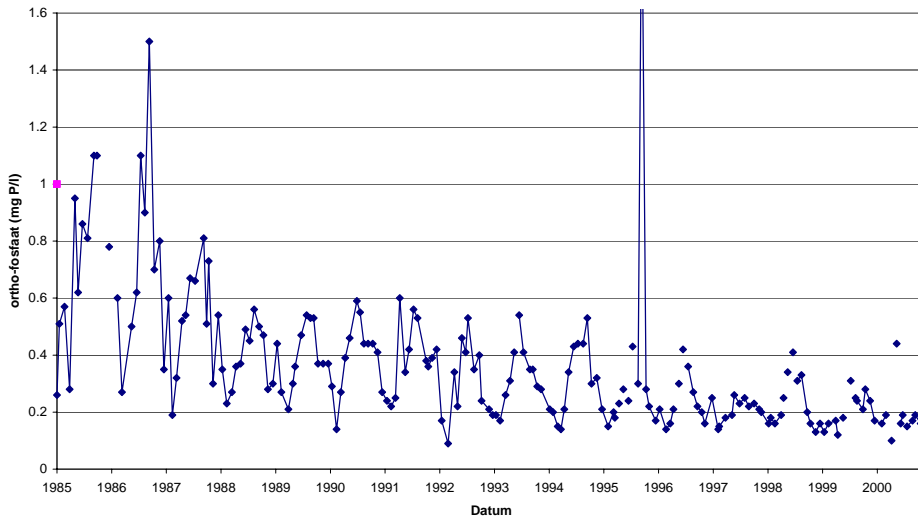
Monsterpunt Geul Bunde OGEUL900



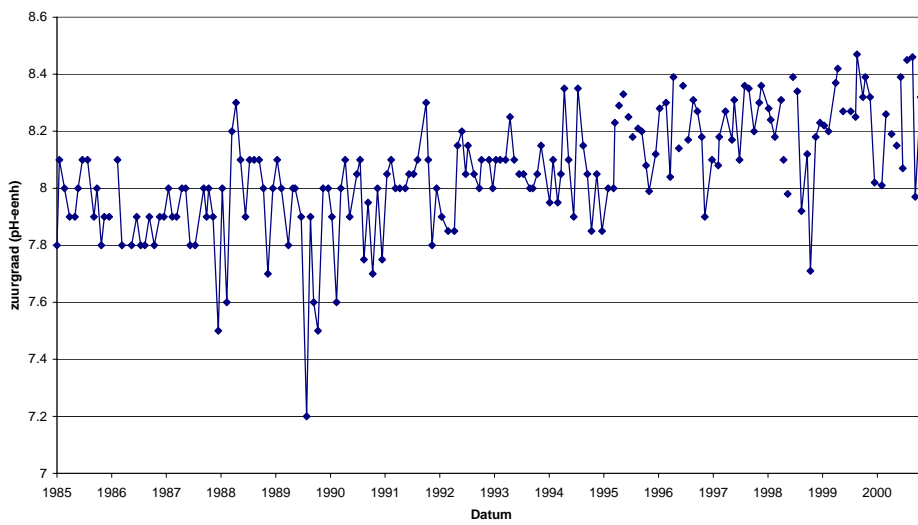
Monsterpunt Geul Bunde OGEUL900



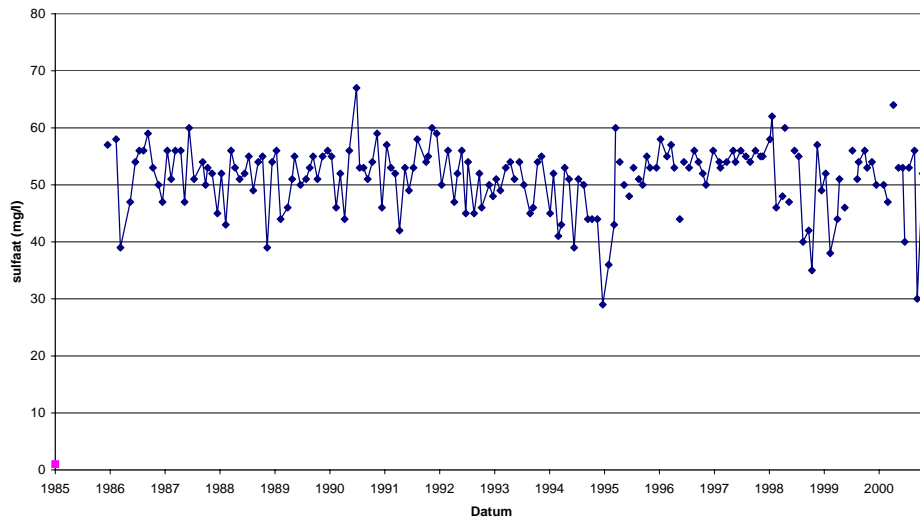
Monsterpunt Geul Bunde OGEUL900



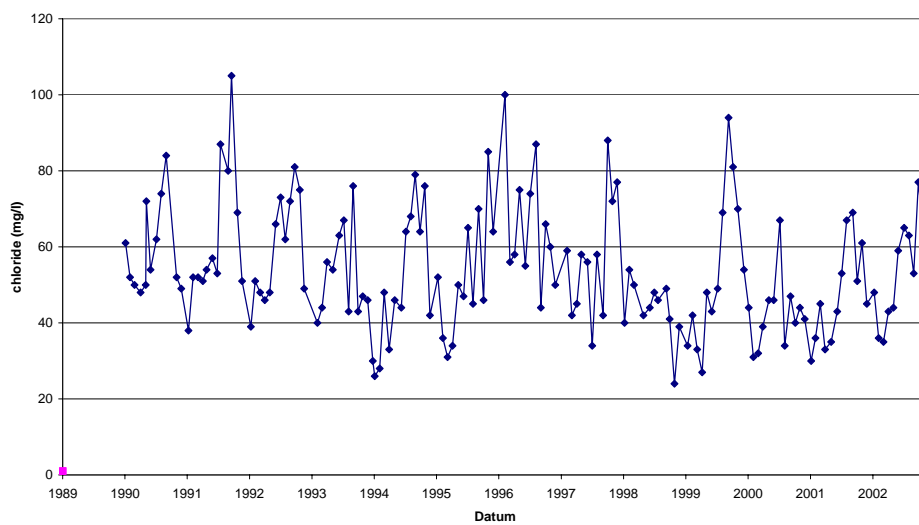
Monsterpunt Geul Bunde OGEUL900



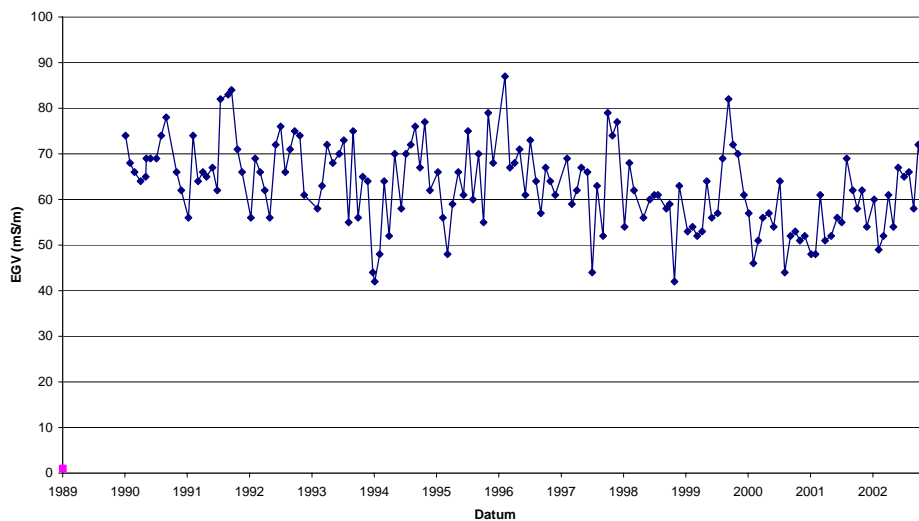
Monsterpunt Geul Bunde OGEUL900



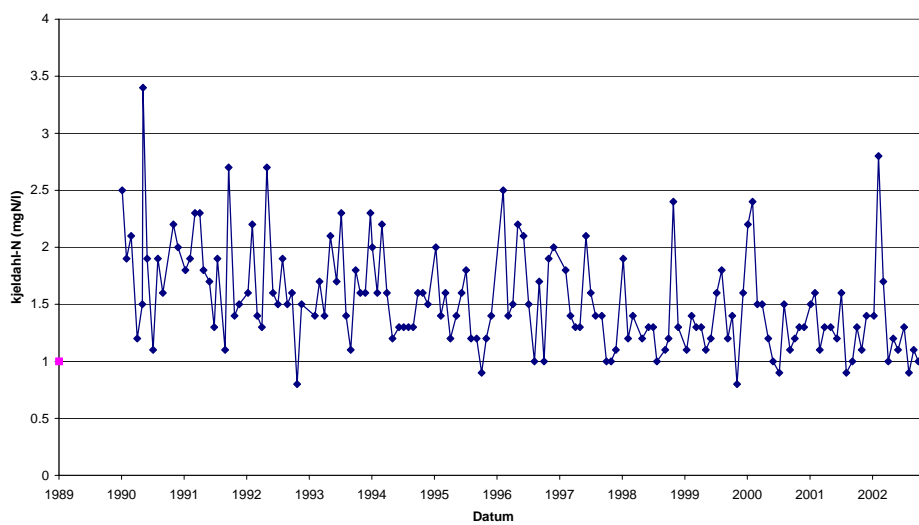
Monsterpunt Berkel (grens Rekken) BER00



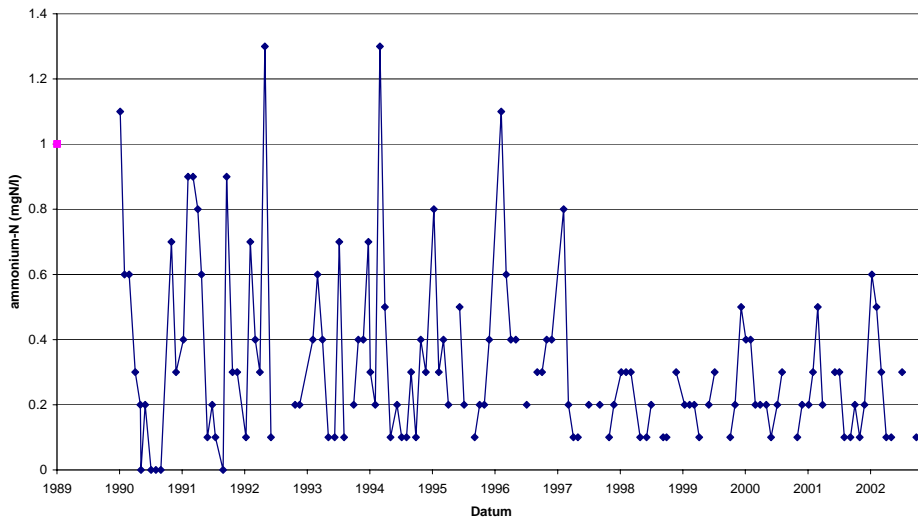
Monsterpunt Berkel (grens Rekken) BER00



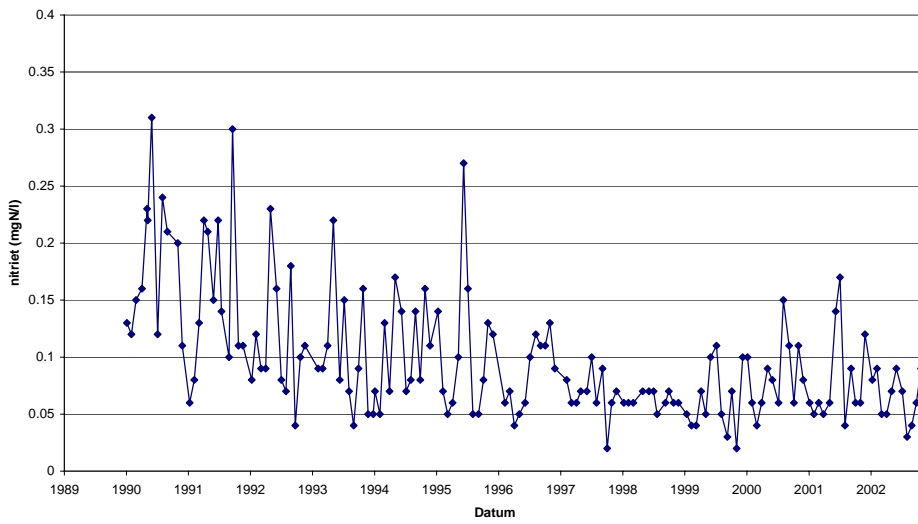
Monsterpunt Berkel (grens Rekken) BER00



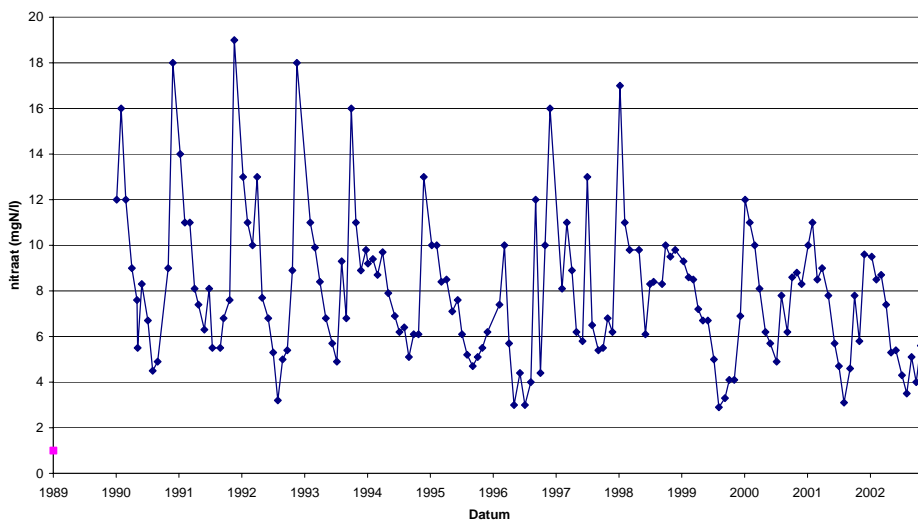
Monsterpunt Berkel (grens Rekken) BER00



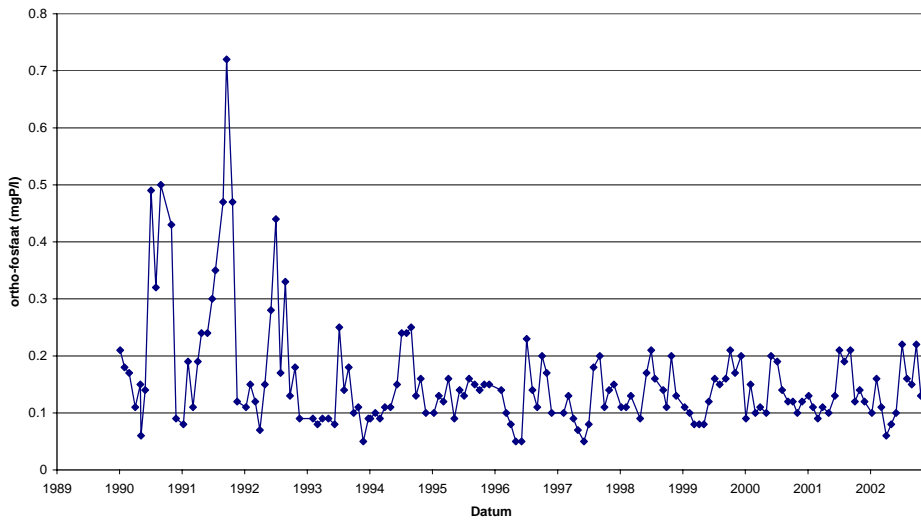
Monsterpunt Berkel (grens Rekken) BER00



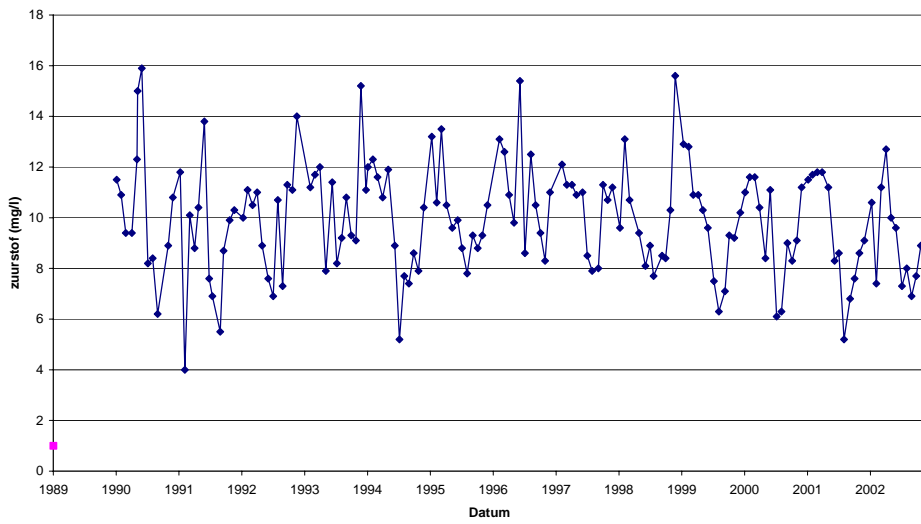
Monsterpunt Berkel (grens Rekken) BER00



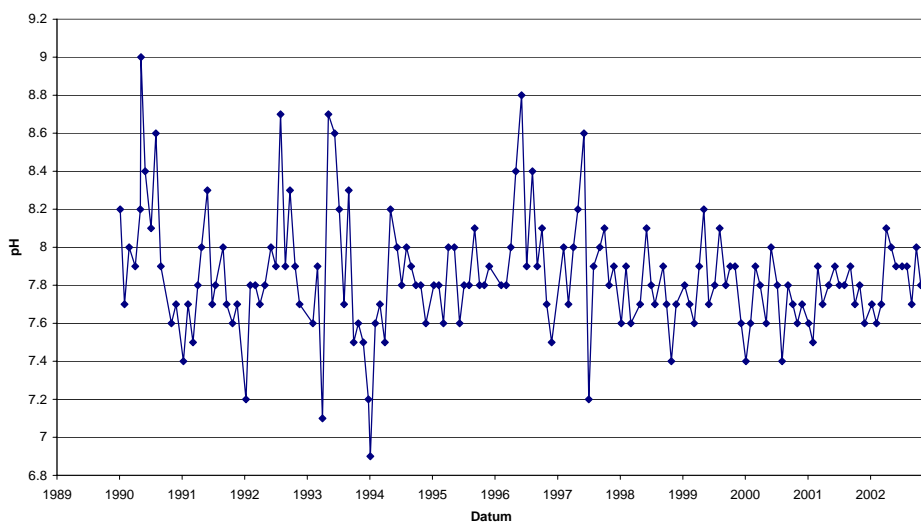
Monsterpunt Berkel (grens Rekken) BER00



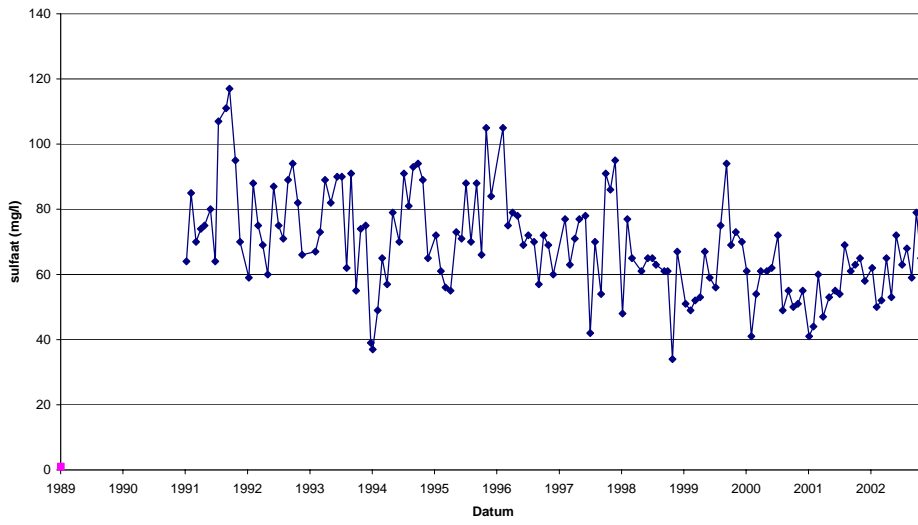
Monsterpunt Berkel (grens Rekken) BER00



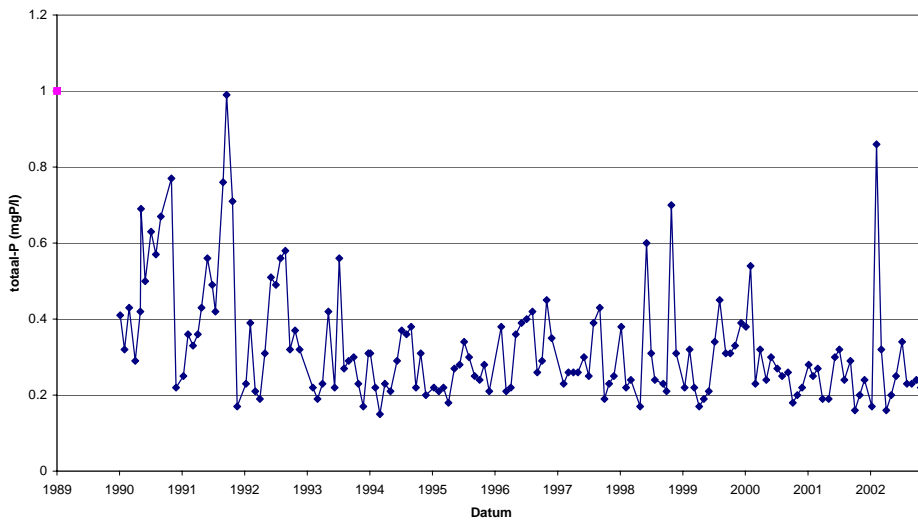
Monsterpunt Berkel (grens Rekken) BER00



Monsterpunt Berkel (grens Rekken) BER00



Monsterpunt Berkel (grens Rekken) BER00



Monsterpunt Berkel (grens Rekken) BER00

