

Vennen in een veranderend klimaat

Effecten van watertemperatuur, afgenomen verzuring en waterpeilfluctuaties op bodemchemie en fauna

H. van Kleef
H. Tomassen
E. Brouwer
A. Dees



Ministerie van Economische Zaken

© 2014 Directie Agrokennis, Ministerie van Economische Zaken

Rapport nr. 2014/OBN188-NZ
Den Haag, 2014

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van het Ministerie van Economische Zaken

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij het Bosschap onder vermelding van code 2014/OBN188-NZ en het aantal exemplaren.

Oplage 100 exemplaren

Samenstelling H. van Kleef, Stichting Bargerveen
 H. Tomassen, Onderzoekscentrum B-Ware
 E. Brouwer, Onderzoekscentrum B-Ware
 A. Dees, Onderzoekscentrum B-Ware

Druk KNNV Uitgeverij/Publishing

Productie Bosschap, bedrijfsschap voor bos en natuur
 Bezoekadres : Princenhof Park 9, Driebergen
 Postadres : Postbus 65, 3970 AB Driebergen
 Telefoon : 030 693 01 30
 Fax : 030 693 36 21
 E-mail : info@vbne.nl

Voorwoord

Het doel van het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (O+BN) is het ontwikkelen, verspreiden en benutten van kennis voor terreinbeheerders over natuurherstel, Natura 2000, leefgebiedenbenadering en ontwikkeling van nieuwe natuur.

In het kader van Natura 2000 worden in Europees perspectief zeldzame soorten en zeldzame vegetatietypen in Nederland beschermd. In dit rapport staan de vennen centraal. Vennen herbergen een verscheidenheid aan stikstofgevoelige habitattypen: zeer zwakgebufferde vennen (H3110), zwakgebufferde vennen (H3130) en zure vennen (H3160).

De perspectieven voor het duurzaam behoud van hiervoor genoemde habitattypen zijn afgelopen decennia toegenomen met de afname van de zure neerslag en de ontwikkeling van effectieve herstelstrategieën. Echter, de afname van de verzurende depositie brengt in theorie ook risico's met zich mee. In veel vennen heeft zich een laag afgestorven plantenresten opgehoopt die als gevolg van verzuring door micro-organismen slecht wordt afgebroken.

Aan de start van dit project waren er aanwijzingen dat door de afgenomen verzuring de afbraak van deze organische stof weer opgang kwam, wat leidde tot een achteruitgang van kenmerkende bodembewonende dansmuggen. Daar komt bij dat deze biologische afbraak nog verder kan worden gestimuleerd door een stijging van de watertemperatuur als gevolg van klimaatverandering. Deze hypothesen zijn in deze rapportage getest.

De kritische stikstofdepositie van 5 kg/ha/jaar voor vennen wordt in Nederland nog fors overschreden. In dit rapport is daarom onderzocht of de tijdelijke maatregel van droogval van de venbodem kan bijdragen aan het compenseren van de te hoge stikstofaanvoer.

In hoofdstuk 5 vindt u de implicaties van dit onderzoek voor het beheer. Er wordt ingegaan op de vraag hoe droogval als maatregel is in te zetten in het beheer. Om de beheerkeuzes betreffende het venherstel – en beheer, inclusief de maatregel droogval, inzichtelijk te maken is een vennensleutel ontwikkeld waar u als beheerder gebruik van kunt maken. Zie daarvoor www.natuurkennis.nl

Ik wens u veel leesplezier.

Drs. E.H.T.M. Nijpels
Voorzitter Bosschap

Summary

Many of the Dutch moorland pools are designated as Nature2000 area. The Netherlands have an international obligation to safeguard and improve their quality and characteristic biodiversity. These moorland pools harbour a variety of nitrogen sensitive habitat types, such as very poorly buffered waters (H3110), poorly buffered moorland pools (H3130) and acid moorland pools (H3160).

Perspectives for sustained protection of these habitat types have increased with the reduction of acidifying deposition and development of effective restoration strategies. However, the reduced acid deposition may in theory also be detrimental for moorland pool communities. In many pools a layer of organic sludge has accumulated. Acidification has prevented this detritus from decaying. There are indications that recovery from acidification is accompanied by an increase in mineralisation of organic matter, resulting in a decreased abundance of characteristic soil dwelling chironomid species. On top of that, biological mineralisation processes may be further enhanced by increasing water temperature due to global warming.

In order to test these hypotheses a field study and experiments were conducted. During the field study growth of *Carex rostrata*, an important habitat for many invertebrates, and the occurrence of soil dwelling invertebrates was studied in relation to soil chemistry of moorland pools. Growth of *Carex rostrata* was not influenced by mineralisation processes. The occurrence of soil invertebrates, however, did correlate with chemical soil parameters related to mineralisation.

A series of experiments was conducted to test whether mineralisation of organic material is stimulated by reduced acidification or increased water temperature. Also, the response of a soil dwelling chironomid *Chironomus riparius* to reduced acidification and increased water temperature was studied. The experiments did not confirm that climate warming and reduced acidification stimulate mineralisation processes. Increase in temperature did result in increased oxidation of sulphur, resulting in acidification of pore and surface water, and mobilisation of calcium from the soil absorption complex. Increased temperature also stimulated nitrification and resulted in increased nitrate and reduced ammonium concentrations. This temperature effect can be attributed to faster microbial oxidation processes. It is also possible that diffusion rate of oxygen increases when temperature increases, resulting in increased oxygen availability, stimulating oxidation processes.

Growth and development of *Chironomus riparius* was not affected by different pH treatments. An increase in temperature resulted in higher development rate and lower mortality of the larvae. This observation was contrary to our hypotheses on the effects of reduced acidification and global warming. The lower mortality is likely a result of the fast larval development, which leaves less time for the larvae to die.

The results of these experiments do not give cause to formulate additional nature management practises in order to mitigate effects of reduced acidification and warming of the waters.

Despite the progress made in reducing nitrogen deposition, the critical load for moorland pools of 5 kg/ha/year is still exceeded in the Netherlands. Measures for reducing nitrogen in moorland pools are needed, for the sake of ecology as well as economy, for example within the PAS programme. An experiment was conducted in order to investigate whether temporarily exposing moorland pool shores to the air by lowering water level could reduce excess nitrogen. Mineral soils from the poorly buffered lake Beuven and acidic organic soils from lake Eendenven were used in the experiment. Both soil types reacted differently to lowering of the water level and air exposure.

Duration of air exposure and depth of water level lowering determined the extent in which water and soil chemistry were affected. Effects on pore water chemistry were stronger than on surface water. A short period of air exposure (4 weeks) with lowering of the water level to 5 cm below the ground had little effect on pore water chemistry in lake Eendenven soils. This was due to the organic content of lake Eendenven soil, which reduced the speed of drying out and prevented oxidation processes. After 8 weeks of air exposure with the water level at minus 15 cm, the effects on pore water chemistry in lake Eendenven soils were significant. In soils of lake Beuven the effects were already significant after 4 weeks of air exposure and water level at 5 cm below ground. After 8 weeks at minus 15 cm the effects were even more pronounced.

Exposing the soils to air stimulated nitrification of ammonium and oxidation of reduced iron sulphide. These processes produce protons and consequently pH and alkalinity dropped and calcium became mobilised from the absorption complex. Recurring air exposure led to the reduction of pore water ortho-phosphate concentrations in lake Beuven soils. On the other hand, during the periods of rewetting many of the oxidised compounds became reduced again. As a result ortho-phosphate concentrations increased under prolonged re-inundation, because under permanent wet conditions the binding capacity of phosphate decreases.

Whether lowering of the water level and air exposure can cause loss of nitrogen by coupled nitrification and denitrification cannot be concluded with certainty. The amount of nitrogen that was measured in the soil absorption complex decreased in lake Eendenven in the treatment with a long air exposure (8 weeks) and water level of 15 cm below ground. This is an indication that loss of nitrogen took place by nitrification of ammonium to nitrate and denitrification of nitrate to gaseous nitrogen after rewetting. Also the strong decrease of nitrogen in soils of lake Beuven indicates nitrogen losses due to denitrification.

Due to climate change, water level fluctuations are expected to become less predictable with alternating dry and wet periods in summer. The sensitivity of characteristic invertebrates (butterflies, grasshoppers, ants and water beetles) inhabiting moorland pool shores has been assessed using a literature study. Many of the typical invertebrate species have life histories that are adjusted to exposed moorland pool shores in summer: the species spend the summer period on the shores in immobile life stages that are sensitive to inundations. If unexpected high water levels were to take place following a dry spell earlier in the season, many of the animals would not survive.

Based on the results of the experiment a number of guideline for water level management have been proposed (see below). Note that due to the preliminary nature of this kind of experiments, the guidelines should be implemented with caution. It is recommended that changes in water level management are accompanied by thorough monitoring and/or field experiments.

1. Using reduced water levels and increased air exposure of shores as a tool for reducing nitrogen, should follow natural water level fluctuations as much as possible. This ensures a natural pattern of groundwater level fluctuations.
2. It is important to be aware, that artificially lowering of water levels can induce lower groundwater levels elsewhere in the terrain. This may be detrimental to groundwater fed habitat types.
3. Removal of nitrogen through lowering of water level and air exposure can only effectively be applied in moorland pools with extensive shallow and easily exposed shores. In pools with stable water levels, such as those where Sphagnum mosses dominate, increasing water level fluctuations is not a suitable measure. In these pools drop of the water level will cause the Sphagnum to die-off and stimulate mineralisation of the peat.
4. If water level lowering is applied, in most years the water level should drop sufficiently to allow the top layer of the soil to dry out. This allows oxygenation of the soil. For mineral soils it suffices when groundwater level drops to minus 10 cm. In lakes with soils that have a stronger capillary action, such as soils containing organic material, loam or clay, water level should drop more in order to aerate the topsoil.
5. Additional lowering of the water level probably does not lead to further improvement of water quality, because this is primarily determined by exchange of compounds in the top layer. Additional lowering of the water level does allow deeper parts of the soil to become aerated. If these contain stores of organic material, it will lead to mobilisation of sulphate and phosphate. These substances can subsequently be removed when water tables rise again. This process will result in less phosphate mobilisation under reduced (permanently wet) conditions, thereby decreasing internal eutrophication.
6. The first years after initiating enhanced water level fluctuations, and in dry years, there will be an increased mobilisation of nitrogen and sulphate. When the pool fills again with water these substances will dissolve into the water. As a one time measure, it is recommended to remove this nitrogen and sulphur enriched water.
7. Repeated air exposure is more effective than incidental exposure. In the latter case, exposure of shores and moorland pool soils is mainly effective in preventing internal eutrophication. In nutrient enriched pools where a layer of sludge has accumulated, more drastic measures will be needed, such as dredging. After dredging, water level fluctuations can be increased in order to prevent organic material to accumulate a second time. A guideline is to allow a large part of the soil and shores of the pool to become air exposed in 2 out of 3 years.
8. Exposing the shallow part to the air is less effective if the lowest parts of the pool are covered with a thick layer of organic sludge. In these cases it is better to remove the sludge, or to occasionally allow the organic layer to become air exposed. If the mobilised sulphate can be removed, for example by draining the pool after it has filled again, phosphate mobilisation from the sludge can be strongly reduced.
9. The effects of air exposure can also be accomplished by isoetid plants. These plants release the oxygen that they produce through their roots, thereby aerating the soil. Introduction or planting of species, such as *Littorella uniflora* and *Baldellia spec.*, may be an alternative for induced air exposure of moorland pool soils.
10. If possible, summer time periods of high water levels following a dry period in spring should be avoided. In this period many animal species are immobile and unable to escape sudden inundation. If manipulation of the water level is not possible or desirable, it is recommended to

develop extensive shore lines. Due to their long transition from the wet pools to the dry surrounding landscape, these shores allow part of the population of invertebrates to survive wet spells at the high end of the gradient.

11. Whenever pools are being created during nature development, it is recommended to create large parts of naturally drying shore. This allows the ecosystem to get rid of excess nitrogen and increases its ability to immobilise phosphate. An additional benefit is that these shores are prime habitat for a variety of characteristic and endangered plants species.

A decision support tree was constructed in order to help determine whether the field conditions are suitable for inducing water level fluctuations and air exposure of shores. It can be found in the appendix as well as on the website www.natuurkennis.nl.

Samenvatting

Veel van onze Nederlandse vennen zijn aangewezen als Natura 2000 gebied en daardoor hebben we een internationale verantwoordelijkheid om de kwaliteit van de vennen te behouden of te verbeteren. Vennen herbergen een verscheidenheid aan stikstofgevoelige habitattypen: zeer zwakgebufferde vennen (H3110), zwakgebufferde vennen (H3130) en zure vennen (H3160).

De perspectieven voor het duurzaam behoud van deze habitattypen zijn afgelopen decennia toegenomen met de afname van de zure neerslag en de ontwikkeling van effectieve herstelstrategieën. Echter, de afname van de verzurende depositie brengt in theorie ook risico's met zich mee. In veel vennen heeft zich een laag afgestorven plantenresten opgehoopt die als gevolg van verzuring door micro-organismen slecht wordt afgebroken. Aan de start van dit project waren er aanwijzingen dat door de afgenomen verzuring de afbraak van deze organische stof weer opgang kwam, wat leidde tot een achteruitgang van kenmerkende bodembewonende dansmuggen. Daar komt bij dat deze biologische afbraak nog verder kan worden gestimuleerd door een stijging van de watertemperatuur als gevolg van klimaatverandering.

Om deze hypothesen te toetsen zijn een veldstudie en een experiment uitgevoerd. Tijdens de veldstudie is onderzocht of de groei van snavelzegge, die een belangrijke habitat vormt voor veel ongewervelden, en het voorkomen van bodemongewervelden wordt beïnvloed door afbraakprocessen in de venbodems. De groei van snavelzegge bleek niet afhankelijk te zijn van biologische afbraak in de bodem. De samenstelling van de gemeenschap van bodemfauna (dansmuggen en borstelwormen) bleek wel beïnvloed te worden door afbraakprocessen.

In een serie van experimenten is onderzocht of de afbraak van organische bodems wordt gestimuleerd bij een afname van de zuurgraad van het venwater of bij een stijging van de watertemperatuur. Daarnaast is onderzocht wat de reactie van de dansmug *Chironomus riparius* is op een afname van de zuurgraad en hogere watertemperatuur. In de experimenten kon niet worden bevestigd dat snelheid van afbraakprocessen toeneemt bij verminderde verzuring en klimaatopwarming. Wel leidde een temperatuursverhoging tot een hogere oxidatie van zwavelverbindingen, waardoor bodem- en oppervlaktewater verzuurden. Hierdoor werd calcium vrijgemaakt van het bodemabsorptiecomplex. Ook nam door nitrificatie de concentratie nitraat toe en ammonium af. Oorzaak voor dit temperatuurseffect moet gezocht worden in het sneller verlopen van microbiële oxidatieprocessen. Daarnaast is het aannemelijk dat door een hogere diffusiesnelheid meer zuurstof de bodem bereikt wat oxidatie van zwavel en ammonium versterkt.

De pH-behandelingen bleken geen effect te hebben op de groei en ontwikkeling van de bestudeerde dansmug, *Chironomus riparius*. Een temperatuursverhoging leidde tot een snellere ontwikkeling en een hogere overleving van de larven. Deze observatie is tegengesteld aan de initiële verwachting, maar consistent met de waargenomen toename van chemische oxidatieprocessen. De lagere sterfte bij hogere temperatuur is waarschijnlijk

het gevolg van de snelle ontwikkeling waardoor er voor de larven minder tijd is om te sterven.

De bevindingen van het onderzoek geven geen aanleiding voor extra beheersmaatregelen om de effecten van opwarming van het water en afgenomen verzuring te mitigeren.

Ondanks de voortgang die geboekt is met de reductie van stikstofverbindingen wordt de kritische stikstofdepositie van 5 kg/ha/jaar voor vennen in Nederland nog fors overschreden. Zowel vanuit ecologische als economisch oogpunt (o.a. in het kader van de Programmatische Aanpak Stikstof) is er behoefte aan maatregelen waarmee de stikstoflast van vennen vermindert kan worden. Om te onderzoeken of tijdelijke droogval van de venbodem kan bijdragen aan het compenseren van de te hoge stikstofaanvoer is een kolomexperiment uitgevoerd. Hiervoor zijn zwak gebufferde zandbodems verzameld in het Beuven en zure, meer organische bodems in het Eendenvén. Beide bodemtypen blijken zeer verschillend te reageren op droogval.

De duur en mate van droogval bepalen in hoge mate het effect van tijdelijke droogval op de venbodem, waarbij zoals verwacht de chemie van het poriewater sterker wordt beïnvloedt dan van de waterlaag. Bij het Eendenvén heeft een korte periode van droogval (4 weken) tot 5 cm onder het bodemoppervlak weinig effect op de chemie van het poriewater. Dat komt doordat de bodems uit het Eendenvén meer organisch materiaal bevatten en hierdoor minder snel droogvallen en oxidatieprocessen niet of later op gang komen. Bij droogval gedurende 8 weken tot 15 cm onder het bodemoppervlak zijn wel duidelijke effecten op het poriewater in de Eendenvénbodems aanwezig. Bij het Beuven heeft 4 weken droogval al significante effecten op het poriewater, maar de effecten zijn nog groter bij 8 weken droogval. Tijdens vernatting worden veel verbindingen die tijdens droogval zijn geoxideerd weer gereduceerd.

Droogval leidt tot nitrificatie van ammonium en oxidatie van gereduceerde ijzerzwavelverbindingen. Bij deze processen wordt zuur geproduceerd waardoor de pH en alkaliniteit afnemen en calcium van het bodemadsorptiecomplex wordt verdrongen door protonen. Bij het Beuven neemt de concentratie ortho-fosfaat in het poriewater af bij regelmatige droogval van de bodem. Bij langdurige vernatting neemt de ortho-fosfaatconcentratie weer langzaam toe doordat onder permanent natte omstandigheden fosfaat minder sterk in de bodem gebonden wordt (interne eutrofiering). Ook na langdurige inundatie leidt droogval tot een afname van de stikstof en fosfaatconcentratie in het poriewater.

Of droogval de stikstofverliezen kan vergroten via gekoppelde nitrificatie en denitrificatie kan niet met zekerheid aangegeven worden. Bij beide venbodems vindt in ieder geval een forse nitrificatie plaats als gevolg van droogval, waarbij nitrificatie bij de Eendenvén bodems enigszins geremd werd vanwege de zuurdere omstandigheden. Minder zeker is of er vervolgens ook veel denitrificatie plaatsvindt. Bij de bodems uit het Eendenvén blijkt dat bij 8 weken droogval tot -15 cm minder stikstof aan het bodemadsorptiecomplex zit gebonden. Dit is een sterke aanwijzing dat er inderdaad stikstofverliezen zijn gerealiseerd door nitrificatie van ammonium tot nitraat, waarna bij hervernatten van de bodem het nitraat werd gedenitrificeerd tot N_2 -gas en is ontsnapt. Gezien de sterke reactie van de Beuvenbodems op droogval is het waarschijnlijk dat de gevonden afname van uitwisselbaar stikstof deels het gevolg is van denitrificatie.

Fluctuaties van de waterpeilen in vennen zullen komende decennia minder voorspelbaar worden en ook in de zomer zullen perioden met neerslag tekort afgewisseld gaan worden met periode van neerslagoverschot. De gevoeligheid van kenmerkende oeverbewonende ongewervelden voor

inundaties is inzichtelijk met de hulp van een literatuurstudie. Veel diersoorten blijken niet in staat plotselinge hoge waterstanden in de zomerperiode te overleven, omdat zij zich in immobiele levensfasen bevinden.

Hieronder volgen enkele richtlijnen betreffende het peilbeheer, die uit de resultaten van het experiment kunnen worden afgeleid. Het spreekt voor zich dat deze richtlijnen met de nodige voorzichtigheid moeten worden toegepast, gezien de zeer beperkte opzet van het onderzoek. Het verdient aanbeveling om eventuele ingrepen in het peilbeheer in het veld goed te volgen en/of om het experiment te vervolgen met een praktijkproef in het veld.

- 1) De toepassing van droogval als instrument om stikstof af te voeren, dient zoveel mogelijk aan te sluiten bij natuurlijke peilfluctuaties. Daardoor verlopen eventuele bijkomende grondwaterstandfluctuaties in de rest van het terrein ook natuurlijk.
- 2) Het kunstmatig induceren van droogval door waterpeilverlaging kan ongewenste gevolgen hebben voor grondwatergevoede habitattypen elders in het terrein. Het is van belang om daar alert op te zijn.
- 3) Stikstofafvoer door droogval kan alleen worden toegepast in vennen met een flink oppervlak regelmatig droogvallende oever en/of venbodem. In vennen met stabiel hoge waterstanden, zoals zure hoogveenvennen, is het vergroten van de waterstanddynamiek geen geschikte maatregel. Droogval leidt dan tot het afsterven van veenmossen en tot versnelde afbraak van het veen.
- 4) Het peil moet in de meeste jaren voldoende zakken om uitdroging van de toplaag van de bodem te veroorzaken gedurende enkele weken. De toplaag moet niet meer 100% waterverzadigd zijn; zodat lucht (zuurstof) in de ontstane holten kan doordringen. Voor een minerale zandbodem is het voldoende wanneer het grondwaterpeil minstens 10 cm beneden maaiveld staat. Voor organische bodems, en waarschijnlijk ook voor lemige bodems met een grote capillaire werking, moet het peil verder wegzakken.
- 5) Het veel verder wegzakken van het peil leidt waarschijnlijk niet tot een significant verdere verbetering van de waterkwaliteit, omdat de waterkwaliteit vooral wordt beïnvloed door uitwisseling van stoffen met de toplaag van de waterbodem. Wel kan de bodem dan ook in diepere delen uitdrogen en vooral als zich daar dikke sliblagen bevinden kan dat de oligotrofiërende werking versterken doordat het vrijgekomen sulfaat kan worden afgevoerd en de fosfaataflevering zal verminderen.
- 6) De eerste jaren na de start van een versterkte peilfluctuatie, en in droge jaren, vindt er een extra sterke mobilisatie van stikstof en ook zwavel plaats. Wanneer het ven weer volloopt, lossen deze stoffen op in de waterlaag. Het verdient de voorkeur om dit stikstof- en zwavelrijke water vervolgens eenmalig af te voeren.
- 7) Regelmatige droogval is effectiever dan incidentele droogval. Droogval van de oever en/of venbodem is daarmee vooral een effectieve maatregel om interne eutrofiering te voorkomen. In sterk geëutrofieerde vennen waar zich in de loop van de jaren een dikke sliblaag heeft gevormd, zullen meer drastische maatregelen, zoals verwijderen van de sliblaag, genomen worden. Om te voorkomen dat zich als gevolg van de te hoge atmosferische stikstofdepositie opnieuw organisch materiaal gaat ophopen, kan regelmatige droogval als maatregel toegepast worden. Als richtlijn voor de droogvalfrequentie kan droogval van een groot deel van het venoppervlak in 2 van de 3 jaren gehanteerd worden.
- 8) Indien zich beneden de laagwaterlijn een dikke sliblaag bevindt, is droogval van de ondiepere delen minder effectief. Het is dan beter om de sliblaag te verwijderen, of om incidenteel ook deze sliblaag droog te

- laten vallen. Indien het vrijkomende zwavel dan kan worden afgevoerd, zal de fosfaatnalevering vanuit dit slib ook sterk kunnen verminderen.
- 9) De effecten van droogval kunnen ook worden bereikt door de uitbreiding van isoetide waterplanten, die de bodem sterk doorluchten. Introductie of aanplant van soorten als Oeverkruid en Moerasweegbree zijn mogelijk een alternatief voor droogval.
 - 10) Indien er in het terrein mogelijkheden zijn om water af te laten, dient te worden voorkomen dat in het zomerseizoen tijdens een periode met neerslagoverschot er grote oppervlakten venoever onder water komen te staan. Veel diersoorten zijn op dat moment weinig mobiel en niet in staat het hoge water te ontvluchten of te overleven. In gebieden waar geen aflat van water mogelijk is, kan ingezet worden op de ontwikkeling van brede glooiende venoevers. Deze bieden met hun lange gradiënt naar het omliggende landschap voldoende uitwijkmogelijkheden voor kwetsbare fauna waar tijdens natte zomers een deel van de populatie kan overleven.
 - 11) Wanneer een ven ingrijpend wordt heringericht of wanneer een nieuw ven wordt aangelegd, wordt aanbevolen om een zo groot mogelijk oppervlak droogvallende oever aan te leggen. Dit schept niet alleen goede kansen voor oevervegetaties van vennen (waarin zich doorgaans de meest bijzondere plantensoorten bevinden), maar dit vergroot ook de capaciteit voor stikstofafvoer en fosfaatvastlegging van het systeem.

Om te helpen bij het maken van de juiste keuzes te aanzien van de inzet van peilfluctuaties is een beslisboom uitgewerkt. Daarin wordt stapsgewijs doorgelopen welke omstandigheden en op welke wijze peilfluctuaties kunnen worden ingezet. Deze beslisboom is te vinden in de bijlage en op de website www.natuurkennis.nl.

Inhoudsopgave

SUMMARY.....	7
SAMENVATTING	9
INHOUDSOPGAVE.....	9
1 INLEIDING	7
2 MATERIAAL EN METHODEN	9
2.1 EFFECTEN VAN BODEMPROCESSEN IN ONDERWATERBODEMS OP FLORA EN FAUNA	9
2.1.1 <i>Verkennde veldstudie.....</i>	9
2.1.2 <i>Experiment herstel van verzuring en opwarmen water</i>	11
2.2 EFFECTEN PEILFLUCTUATIES OP VENOEVERS.....	15
2.2.1 <i>Droogval experiment</i>	15
2.2.2 <i>Literatuurstudie effecten van inundatie op kenmerkende ongewervelden</i>	19
2.3 CHEMISCHE ANALYSES.....	20
2.3.1 <i>Vochtpercentage, organische stofconcentratie en bodemdichtheid 20</i>	
2.3.2 <i>Bodemdestructie</i>	21
2.3.3 <i>Waterextractie.....</i>	21
2.3.4 <i>Zoutextractie (NaCl-extractie).....</i>	21
2.3.5 <i>C/N-analyse.....</i>	21
2.3.6 <i>Metingen pH, alkaliniteit, ammonium, nitraat, fosfaat en elementen.....</i>	21
2.4 ANALYSES EN STATISTIEK	22
2.4.1 <i>Verkennde veldstudie.....</i>	22
2.4.2 <i>Experimenten herstel van verzuring en opwarmen water.....</i>	22
2.4.3 <i>Droogval experiment</i>	25
3 EFFECTEN VAN BODEMPROCESSEN IN ONDERWATERBODEMS OP FLORA EN FAUNA.....	26
3.1 VERKENNENDE VELDSTUDIE.....	26
3.1.1 <i>Ontwikkeling van snavelzeggevegetaties.....</i>	26
3.1.2 <i>Ontwikkeling bodem- en vegetatiebewonende fauna</i>	29
3.2 EXPERIMENT HERSTEL VAN VERZURING EN OPWARMEN WATER	35
3.2.1 <i>Effecten op water en bodemchemie</i>	35
3.2.2 <i>Effecten op overleving, ontwikkeling en groei van bodembewoners 40</i>	
3.3 SAMENVATTING EN CONCLUSIES.....	46
4 EFFECTEN VAN PEILFLUCTUATIES OP VENOEVERS	47
4.1 DROOGVALEXPERIMENT	47
4.1.1 <i>Beuven.....</i>	49
4.1.2 <i>Eendenven.....</i>	62
4.1.3 <i>Stikstofbalans.....</i>	64
4.2 LITERAATSTUDIE EFFECTEN VAN INUNDATIE OP KENMERKENDE ONGEWERVELDEN 69	
4.2.1 <i>Mieren</i>	69

4.2.2	<i>Dagvlinders</i>	70
4.2.3	<i>Sprinkhanen</i>	70
4.2.4	<i>Waterkevers</i>	71
4.2.5	<i>Synthese inundatie-gevoeligheid</i>	72
4.3	SAMENVATTING EN CONCLUSIES.....	73
5	IMPLICATIES VOOR HET BEHEER	75
6	DANKWOORD	78
7	REFERENTIES	79
8	BIJLAGE BESLISBOOM PEILFLUCTUATIE.....	81

1 Inleiding

Binnen het programma Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN) behoren vennen tot de ecosystemen waarvoor als eerste maatregelen zijn ontworpen voor het herstel en behoud van de karakteristieke natuurwaarden. Veel van onze Nederlandse vennen zijn aangewezen als Natura 2000 gebied en daardoor hebben we een internationale verantwoordelijkheid om de kwaliteit van de vennen te behouden of te verbeteren. Herstel van de karakteristieke waarden in vennen is (voor een deel) mogelijk dankzij een verbetering van de luchtkwaliteit en dankzij de effectiviteit van de herstelmaatregelen. Naar verwachting zal in de komende decennia niet alleen de luchtkwaliteit (stikstofdepositie) maar ook klimaatverandering een stempel drukken op de kwaliteit van de vennen en de stikstofgevoelige habitattypen die daarin voorkomen: zeer zwakgebufferde vennen (H3110), zwakgebufferde vennen (H3130) en zure vennen (H3160). De kennishiaten die nog aanwezig zijn voor venherstel, zoals blijkt uit de herstelstrategieën voor de PAS (Arts et al. 2012a, b en c) liggen op het gebied van het duurzamer maken van de maatregelenpakketten in een veranderende omgeving.

Een stijging van de watertemperatuur in de Nederlandse vennen is reeds een feit en modelscenario's voorspellen een toename van de winterneerslag en voor de zomers afwisselende periodes van droogte en neerslagoverschot. Deze klimatologische veranderingen beïnvloeden een scala aan sturende processen en biota. De omvang van de gevolgen van klimaatverandering is in belangrijke mate afhankelijk van de heersende omstandigheden in het gebied en is nu nog vaak in onvoldoende mate bekend om hierop met beheersingrepen daarop te anticiperen.

Het droogvallen en inunderen van venbodems heeft een effect op de afvoer van stikstof en de mobiliteit van fosfaat in het systeem. De duur, mate en frequentie van droogval zijn daarbij bepalend of deze stoffen zullen accumuleren, mobiliseren of juist verdwijnen. Voor het voeren van een duurzaam beheer en het behalen van instandhoudingdoelstellingen van Natura 2000 is inzicht in deze kwantitatieve aspecten belangrijk.

Een ander peilbeheer heeft niet alleen indirecte gevolgen voor flora en fauna via de watersamenstelling maar ook directe effecten via inundatie en droogval. Negatieve gevolgen voor de fauna zijn vooral te verwachten als soorten tijdens weinig mobiele levensstadia verrast worden door hoog water. De fenologie van de soorten bepaalt welke waterpeilschommelingen zij in de tijd kunnen weerstaan. Kennis van deze fenologie kan gebruikt worden voor het ingrijpen in de waterpeilfluctuaties of inrichten van venoevers.

Naast de voorziene veranderingen in waterpeilfluctuaties zal ook de watertemperatuur toenemen. Er zijn aanwijzingen dat hierdoor in combinatie met de recente afname van de verzuring organische verbindingen gaan afbreken, waardoor het water bruin kleurt. In van verzuring herstellende vennen nemen karakteristieke diersoorten nog steeds af (Van Kleef et al., 2010; Brouwer et al., 2009). Vermoedelijk wordt deze afname veroorzaakt door een versnelde afbraak van opgehoopt organisch stof en daarmee samenhangend zuurstofgebrek. Indien dit proces inderdaad plaatsvindt en vennen dus niet op natuurlijke wijze herstellen van verzuring vergroot dat de urgentie om organisch materiaal uit vennen te verwijderen.

Met betrekking tot de klimaatverandering en afgenomen verzuring worden in dit onderzoek de volgende vragen beantwoord:

1. Vindt er onder permanent natte omstandigheden een versterkte afbraak van organisch materiaal plaats als gevolg van een gestegen pH en hogere watertemperaturen?
 - 1a. Wat is de afzonderlijke invloed van watertemperatuur op de afbraaksnelheid van organisch materiaal en de redox-status van diverse typen venbodem?
 - 1b. Wat is het gevolg van gewijzigde afbraak voor de bruinkleuring van de waterlaag en de concentratie kooldioxide?
 - 1c. Wat zijn de biotische effecten van een eventuele versterkte afbraak?
2. Kan droogval in vennen met een van nature fluctuerend peil worden gebruikt als instrument om het stikstofoverschot af te voeren? En welke kwantitatieve aspecten (duur, mate en frequentie) zijn daarbij van belang?
 - 2a. In hoeverre vindt interne eutrofiëring plaats als gevolg van een langere inundatieduur in het voorjaar, gecombineerd met hogere watertemperaturen?
 - 2b. In hoeverre is deze interne eutrofiëring omkeerbaar indien later in het seizoen droogval plaatsvindt?
 - 2c. Wat is het gevolg van enkele nattere zomers op rij en in hoeverre zijn deze gevolgen omkeerbaar tijdens een droge zomer?
 - 2d. Hoe zijn de ecologie en fenologie van karakteristieke diersoorten afgestemd op een natuurlijke waterpeilfluctuaties en welke variatie in droogvalregime kunnen zij tolereren?

2 Materiaal en methoden

2.1 Effecten van bodemprocessen in onderwaterbodems op flora en fauna

2.1.1 Verkennende veldstudie

Rijkgestructureerde helofytenvegetaties zijn in vennen een belangrijk habitat voor veel kenmerkende en bedreigde ongewervelden. Echter tijdens een evaluatie van middellange termijn effecten van herstelmaatregelen in vennen bleek de ontwikkeling van deze fraaie begroeiingen in veel vennen tegen te vallen (Brouwer et al., 2009; Brouwer & Lucassen, 2013). Daarbij bestond de indruk dat dit wel eens te maken zou kunnen hebben met de snelheid waarmee afbraakprocessen plaatsvinden en de bijbehorende lage redoxpotentiaal in de bodem. In een veldstudie is onderzocht of een verband waargenomen kon worden tussen de bodemchemie in snavelzeggebegroeiingen, de groeivorm van de snavelzegge en het voorkomen van aquatische ongewervelden. Bij de veldsessie is getracht locaties te vinden die onderling sterk verschillen in de maximale diepte waarbij snavelzegge wortelt. Immers als de zegges in staat zijn om dieper te wortelen, kan de omvang van de snavelzeggebegroeiingen toenemen.

In totaal zijn 11 locaties onderzocht (Tabel 1, Figuur 1). De waterstanden in de onderzochte vennen zijn relatief klein en de bestudeerde snavelzeggebegroeiingen waren permanent geïnundeerd. Op alle plekken is een monster genomen van het oppervlaktewater. Dit monster is verzameld in een polyethyleenpot direct naast een begroeiing van snavelzegge. Tevens zijn op elke locatie van het diepste punt waar snavelzegge groeit met een zuigerboor 2 bodemmonsters genomen. Alle monsters zijn luchtdicht verpakt en meegenomen naar het laboratorium. Daar is in elk bodemmonster een rhizon geplaatst met daaraan bevestigd een vacuümgetrokken spuit om het bodemvocht te verzamelen. Van het bodemvocht is direct na verzamelen de redoxpotentiaal gemeten. Binnen 24 uur is van alle bodem- en oppervlaktewater de pH en alkaliniteit gemeten. De volgende parameters zijn bepaald aan de watermonsters CO_2 , HCO_3^- , EGV, NO_3^- , NH_4^+ , ortho- PO_4^{3-} , K, Na, Cl, Al, Ca, Fe, Mg, Mn, totaal-P, totaal-S, Si en Zn. Van de bodemmonsters zijn na een zoutextractie de volgende parameters bepaald: organische stof, pH, NO_3^- , NH_4^+ , Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, totaal-P, totaal-S, Si en Zn. Tevens is een destructie uitgevoerd op de monsters waarna Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S, Si en Zn zijn gemeten. Chemische analyse methoden zijn beschreven in paragraaf 2.3.

Op acht van de locaties is de groeiwijze van snavelzegge beschreven (Tabel 1). Hiertoe is van 10 verschillende planten die aan de diepe zijde van de begroeiing stonden de diepte gemeten waarop zij wortelen. Daartoe werd de afstand gemeten van wateroppervlakte tot de bovenkant van de wortelkluut. Tevens werd in dezelfde zone op 5 plekken de diepte van wateroppervlakte tot de minerale ondergrond gemeten met een prikstok met meetschaal (cm). In elk van deze snavelzegge begroeiingen is op vijf plekken de zuurstofconcentratie direct boven de bodem gemeten.

In zes vennen zijn monsters genomen van de aquatische ongewervelden die in de helofytenvegetaties voorkomen. Op elke plek zijn drie monsters genomen. Dat gebeurde met behulp van een standaard macrofaunanet (afmetingen 30 x 20 cm, maaswijdte 0,5 mm). Eén monster werd genomen door het net over een lengte van 2 m schoksgewijs door de zeggenvegetatie te bewegen zonder daarbij de bodem te raken. Een tweede monster werd genomen door over een lengte van 2 m tussen de zeggenplanten met het net de bovenste bodemlaag te verzamelen. Het derde en laatste monster werd verzameld over een lengte van 2 m iets dieper in het ven net buiten de helofytenbegroeiing. Het eerste monster is bedoeld om een beeld te geven van de kenmerkende fauna van een zeggenvegetatie. Het doel van beide bodemonsters is om te achterhalen in hoeverre bodemfauna beïnvloed wordt door de gemeten bodemchemische parameters.

Nadat de faunamonsters verzameld zijn, zijn ze overgebracht naar het lab. Daar zijn ze bewaard in een koelcel, waarna binnen enkele dagen de ongewervelden uit de monsters zijn verzameld. Uit beide bodemonsters zijn uitsluitend bodembewonende organismen verzameld: dansmuggen en borstelwormen. Uit het vegetatiemonster zijn tevens libellenlarven, waterkevers, waterwantsen, kokerjuffers en diverse groepen muggen verzameld. Om de benodigde uitzoektijd te beperken is er voor gekozen om uit elk monster 100-200 dieren te verzamelen. Alle verzamelde organismen zijn tot op soort gedetermineerd.

Tabel 1: Onderzoekslocaties van het project. ^F: locaties van de veldstudie waar macrofaunamonsters genomen zijn; ^Z: locaties van de veldstudie waar groeivorm van snavelzegge is gemeten en waar zuurstofmetingen zijn verricht. ^E: locaties waar bodemmateriaal voor de experimenten is verzameld.

Table 1: Study sites. ^F: field study sites where aquatic invertebrates were sampled; ^Z: field study sites where maximum rooting depth of Carex rostrata and oxygen concentration was measured. ^E: sites where soil samples were collected for the experiments.

Nr	Naam locatie	X	Y
1	Kliploo ^{FZ}	226	539
2	Zandveen ^Z	226	538
3	Diepveen ^{EFZ}	226	537
4	Uiversnest ^F	183	423
5	Eendenven ^E	183	422
6	Beuven ^E	173	379
7	Ven Hoenderboom ^{FZ}	172	378
8	Kanunnikensven ^Z	163	381
9	Rietven ^Z	164	380
10	Kleine Vlasroot ^{FZ}	157	377
11	Klein Hasselsven ^{FZ}	163	371
12	Diaconieven ^Z	142	397



Figuur 1: Ligging van de onderzoeklocaties. Nummers corresponderen met de gebiedsnummers in tabel 1.

Figure 1: Locations of the study sites. Numbers in the figure correspond to the numbers in table 1.

2.1.2 Experiment herstel van verzuring en opwarmen water

De komende eeuw zal het warmer worden in Nederland. Hierdoor zal ook het water in de vennen opwarmen. Dit kan consequenties hebben voor de snelheid waarmee biologische bodemprocessen plaatsvinden. Ook de recente afname van de verzuring heeft in potentie gevolgen voor biologische processen. Zo is in Brabantse vennen de pH met gemiddeld een halve eenheid gestegen. De sterke verzuring in het verleden heeft geleid tot een remming van de biologische afbraak van organische stof (Leuven & Wolfs, 1988). Mogelijk leidt de stijging van de pH in de vennen ertoe dat de geremde afbraak processen weer opgang komen.

Een experiment is opgezet om de effecten te meten van opwarming van het water en daling van de zuurgraad. Het experiment bestaat uit twee delen. Enerzijds is er onderzocht hoe de chemische samenstelling van bodem-

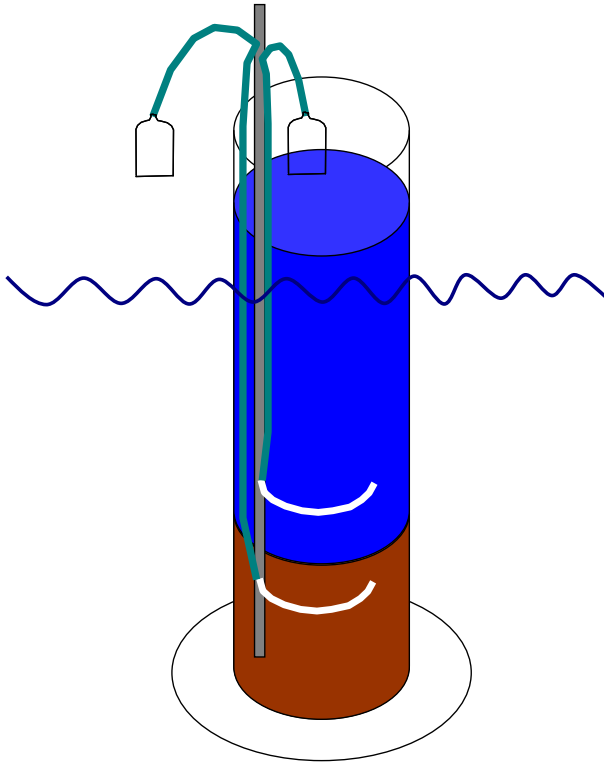
en oppervlaktewater verandert in reactie op verschillende zuurgraden, temperaturen en bij verschillende bodems. Anderzijds is onderzocht wat het effect is van pH- en temperatuurveranderingen op de overleving en ontwikkeling van bodemfauna.

2.1.2.1. Respons van bodem- en waterchemie

Het experiment is uitgevoerd voor twee verschillende zuurgraden (pH 4 en 5), twee verschillende temperaturen (17 en 22°C) en twee verschillende bodems (beide grotendeels organische bodem uit het Eendenvan en het Diepveen). Het experiment is uitgevoerd in een full factorial design met 5 replica's per behandeling.

De twee temperatuurbehandelingen werden gerealiseerd in een waterbad dat verdeeld was in twee compartimenten. De temperatuur van beide compartimenten was met thermostaten afgeregeld op 17 en 22°C. In elk bad werden 30 cilinders geplaatst met een diameter van 6 cm en een hoogte van 24 cm. In elke cilinder werd ongeveer 0,4 l bodem gebracht, waarna de cilinder werd gevuld met demiwater waarvan de pH met NaOH en HCl op een pH van 4 of 5 werd afgesteld. De eerste twee weken is de pH in de cilinders drie keer per week gemeten. Daaruit bleek dat de zuurgraad in de cilinders snel veranderde en afweek van de beoogde zuurbehandeling. Bij elke controle is de zuurgraad met loog of zoutzuur teruggebracht naar de startwaarde, totdat na verloop van tijd de pH's gedurende twee dagen relatief constant bleven. Dit moment is aangehouden als de start van het experiment, waarna de zuurgraad niet meer werd afgeregeld en als gevolg van optredende processen mocht veranderen. Het waterpeil in de cilinders werd constant gehouden door wekelijks demiwater van de juiste pH toe te voegen.

In elke cilinder bevonden zich twee in-hoogte-gefixeerde rhizons waaraan een dunne slang was bevestigd (Figuur 2). De onderste rhizon bevond zich in de bodem ca. 2 cm onder de oppervlakte. De bovenste rhizon bevond zich in het oppervlaktewater enkele cm boven de bodem. Het uiteinde van de slang stak boven water uit. Door hieraan vacuüm gezogen flesjes te koppelen konden monsters genomen worden van bodem- en oppervlaktewater.



Figuur 2: Inrichting van de proefcilinders met bodem en rhizons voor het verzamelen van watermonsters.

Figure 2: Experimental design with placement of rhizons in soil and water for collecting water samples.

Bij de start van het experiment, na 6 weken en na 12 weken zijn van alle behandelingen watermonsters verzameld. Hiervan zijn de volgende chemische parameters gemeten: pH, alkaliniteit, extinctie 450 nm, TIC, CO₂, HCO₃⁻, Na, K, Cl, ortho-PO₄³⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, Al, Ca, Fe, Mg, Mn, totaal-P, totaal-S, Si en Zn. Chemische analyse methoden zijn beschreven in paragraaf 2.3.

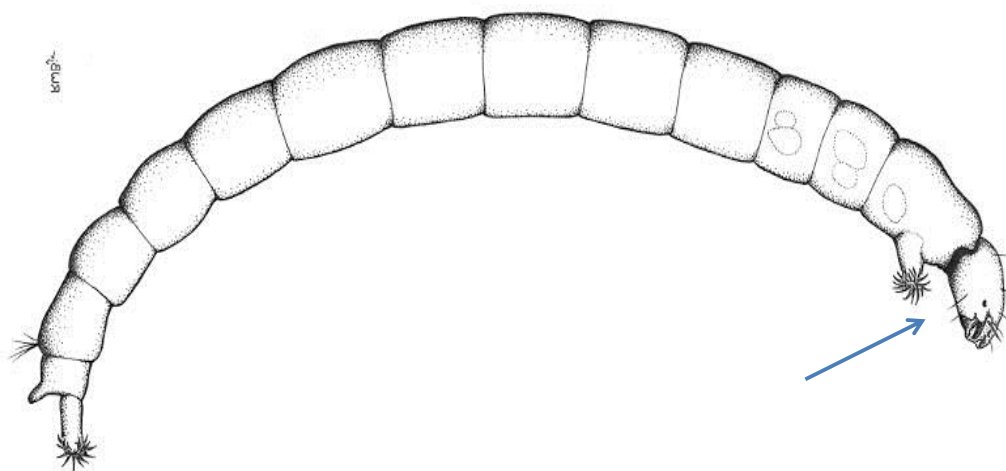
2.1.2.2. Respons van bodemfauna

Als modelorganisme is gekozen voor *Chironomus riparius*, een dansmug die veel wordt gebruikt voor bioassays. Voor dit onderzoek is een kweek van deze soort opgezet. Moedermateriaal voor de kweek werd verkregen bij Jaap Postma. Deze *Chironomus*-soort heeft bij kamertemperatuur een larvale ontwikkelingstijd van 10-12 weken. Na deze periode verpoppen de larven en worden zij adult. De volwassen dieren zetten eieren af aan het wateroppervlak, die voor dit experiment zijn verzameld. Door verzamelde eipakketten tijdelijk in de koelkast te bewaren, wordt de ontwikkeling van de eieren geremd. Zodoende kan het moment van uitkomen van verschillende legfels gesynchroniseerd worden wat voor experimentele doeleinden zeer prettig is. Het experiment met *Chironomus riparius* bestaat uit verschillende onderdelen, namelijk een onderdeel waarbij de overleving en larvale ontwikkelingssnelheid wordt bepaald en een deelonderzoek naar de groeisnelheid van de larven.

Voor het eerste deel is een proef ingezet bij 2 pH's (4 en 5), 2 temperaturen (17 en 22°C) en op 3 bodems (mineraal en 2 x organisch) met elk 3 replica's. Een minerale bodem was toegevoegd ten opzichte van het experiment beschreven in 2.4.1, omdat verwacht werd dat mineralisatie van organische stof en zuurstofgebrek zouden leiden tot een verminderde groei en

overleving van de dieren. De verwachting voor de behandeling met de minerale bodem was dat hier overleving en groei van de dieren optimaal was. Hiervoor werden de eerder beschreven waterbaden gebruikt om de temperatuurbehandeling te realiseren. Voor de proef werden cilinders gebruikt van 11 cm in doorsnede en 18,5 cm hoog. Op de bodem werd een laag van 5 cm bodemmateriaal aangebracht, waarna de cilinder werd gevuld met demiwater waarvan de pH met NaOH en HCl op een pH van 4 of 5 werd afgesteld. De eerste twee weken is de pH in de cilinders drie keer per week gemeten. Daaruit bleek dat de zuurgraad in de cilinders snel veranderde en afweek van de beoogde zuurbehandeling. Bij elke controle is de zuurgraad met loog of zoutzuur teruggebracht naar de startwaarde, totdat na verloop van tijd de pH's gedurende twee dagen relatief constant bleven. Dit moment is aangehouden als de start van het experiment, waarna de zuurgraad niet meer werd afgeregeld en als gevolg van optredende processen mocht veranderen. Het waterpeil in de cilinders werd constant gehouden door wekelijks demiwater van de juiste pH toe te voegen. Aan de start van het experiment werden aan elke cilinder 50 larven van *C. riparius* toegevoegd. Deze larven waren 24 dagen oud op het moment dat de proef startte. Om te voorkomen dat de ontwikkeling en overleving van larven werd beïnvloed door een gebrek aan voedsel werd in elke cilinder een dosis vissenvoer toegevoegd. Twee tot drie keer per week werd gekeken of er larven waren die hun ontwikkeling tot adult met succes hadden volbracht. Larven die hun larvale stadium hebben volbracht verpoppen namelijk en het poppenhuidje (exuvium) blijft achter in de cilinder. Omdat de poppenhuid twee drijforganen heeft, is het gemakkelijk te herkennen en blijft het nog lang zichtbaar nadat de mug is gevlogen. Bij elke controle is per cilinder genoteerd wanneer, hoeveel dieren zijn uitgevlogen en zijn de exuviae verwijderd om dubbeltelling te voorkomen. Dit levert informatie op over de ontwikkelingssnelheid en overleving van de larven.

In een tweede proef is gekeken of de verschillende pH- en bodembehandelingen leiden tot verschillen in groeisnelheid bij de dansmuggenlarven. De temperatuurbehandeling is hierbij op 22°C gezet, omdat inmiddels tijdens de voorgaande proef gebleken was dat daarbij de overleving van de larven het hoogste was (zie paragraaf 3.2.2.). De pH en bodembehandelingen zijn op dezelfde wijze als hierboven beschreven tot stand gekomen in cilinders met een doorsnede van 6 cm en 24 cm hoog. Deze keer werden in elke cilinder 30 larven uitgezet. Om te voorkomen dat de groei van de larven werd beïnvloed door een gebrek aan voedsel werd in elke cilinder een dosis vissenvoer toegevoegd. De larven waren op moment van uitzetten 14 dagen oud. Op dit moment zijn 53 larven verzameld en geconserveerd om de grootte bij de start van het experiment te kunnen bepalen. Na 15 dagen zijn alle larven die nog leefden uit de cilinders verzameld en geconserveerd in 70% alcohol. Vervolgens is van alle larven de lengte gemeten, evenals de breedte en de lengte aan de dorsale zijde van het kopkapsel (Figuur 3).



Figuur 3: Habitus van een dansmuglarve. De pijl geeft het kopkapsel aan.

Figure 3: Habitus of a chironomid larva. De head capsule is indicated by the arrow.

2.2 Effecten peilfluctuaties op venoevers

2.2.1 Droogval experiment

Binnen het project is een kolomexperiment uitgevoerd waarin getest is in hoeverre sturing van het waterpeil een bijdrage kan leveren aan het voedselarm (stikstofarm) houden van vennen met een van oorsprong wisselend waterpeil. In het experiment werden de effecten van 3 verschillende droogvalregimes bestudeerd: A) geen droogval, B) 4 weken droogval tot 5 cm onder het bodemoppervlak en C) 8 weken droogval tot 15 cm onder het bodemoppervlak. Na een droogvalperiode werd een winterperiode gesimuleerd door het waterpeil te verhogen tot het oorspronkelijke niveau met water waarin 100 μmol ammoniumnitraat was opgelost. Dit is ongeveer de waarde die ook in het veld in de winterperiode wordt aangetroffen als gevolg van atmosferische stikstofdepositie (Brouwer e.a., 2009). Ook werd in alle behandelingen een gelijke hoeveelheid vers sapropelium (organisch materiaal) toegevoegd die ongeveer overeenkomt met de jaarlijkse sapropeliumproductie in vennen als gevolg van afsterven van waterplanten, helofyten en inwaai van bladeren en stuifmeel. Om de resultaten breder inzetbaar te maken voor de praktijk, werden bodems van diverse typen vennen getest. De belangrijkste variatie is die in buffercapaciteit en deze loopt deels gelijk op met de beschikbaarheid van voedingsstoffen. Er werd daarom een bodem getest van een zeer zwak gebufferd systeem (Beuven; Figuur 4 links) en een vrijwel zuur systeem (Hatertse en Overasseltse vennen; Figuur 4 rechts). In beide vennen vindt geen doorstroom van water plaats en is alleen vermesting opgetreden door atmosferische depositie en bladinvall en beide liggen in Zuid-Nederland waar de stikstof- en zwaveldepositie het hoogste is (geweest).



Figuur 4: Foto van de locatie waar bodemkolommen zijn verzameld in het Beuven (links) en de locatie in het Eendenven (Hatertse vennen; rechts).

Figure 4: The soil cores were taken in lake Beuven (left) and lake Eendenven (Hatertse vennen; right).

Het experiment werd uitgevoerd in PVC-kolommen met een doorsnede van 15 cm en een hoogte van 50 cm (Figuur 5). Aan de onderzijde werden de kolommen waterdicht afgesloten met een afsluitdop. Op 10 cm vanaf de onderzijde werd een uitstroomopening gemaakt waaraan via een L-bocht een doorzichtige slang werd bevestigd. De slang werd aan de bovenzijde van de kolom vastgemaakt zodat via het waterpeil in de slang het waterniveau in de kolom bepaald kan worden (Figuur 5). Op 22 november 2011 werden 9 intacte venbodemkolommen (3 verschillende waterregimes in 3-voud) van 25 cm dikte verzameld in het Beuven (gemeente Someren; XY-coördinaten 173225-379185; Figuur 1). Op de bodemkolommen werd ter plekke ca. 15 cm oppervlaktewater uit het ven gezet. Op 1 december 2011 werden 9 intacte venbodemkolommen van 25 cm dikte verzameld in het Eendenven (Hatertse en Overasseltse vennen, gemeente Heumen; XY-coördinaten 183526-421969; Figuur 4) en afgedekt met ca. 15 cm oppervlaktewater. Tevens werd in het Eendenven organisch materiaal (sapropelium) verzameld voor het experiment.



Figuur 5: Foto van het kolomexperiment in een klimaatcel bij 22 °C in het donker (voor de foto's stond de lamp aan). Op 10 cm van de onderzijde van de kolommen was een uitstroom aanwezig waaraan een slang was bevestigd. Hiermee kon het waterpeil in de kolom afgelezen worden. De zwarte slangetjes waren verbonden met een Rhizon waarmee anaeroob poriewater opgezogen kon worden.

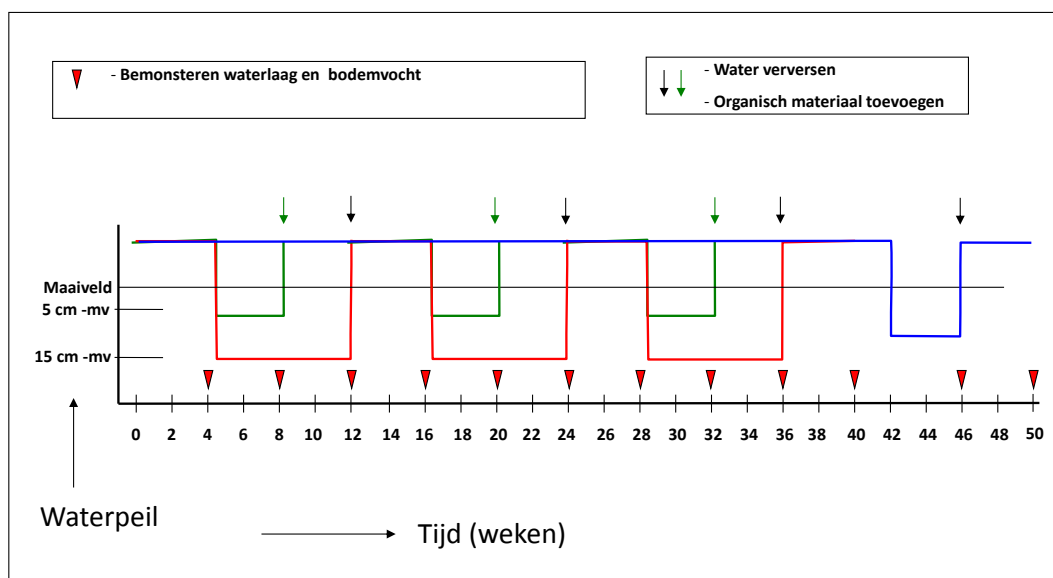
Figure 5: The experiment with soil cores was conducted in a climate room at 22 °C in the dark. Each column had a tube attached to an outlet at 10 cm from the bottom, so the water level could be checked easily. The black tubes were attached to pore water samplers (Rhizon's) in order to collect anaerobic soil pore water.

De kolommen werden in een klimaatkamer bij 22 °C in het donker geplaatst. Na een acclimatisatieperiode van 2-3 weken werd op 14 december 2011 in iedere kolom een poriewaterbemonsteraar (Rhizon, Eijkelkamp Agrisearch Equipment) op 0-10 cm diepte geplaatst en poriewater verzameld en geanalyseerd (nulmeting). Hierna werd het experiment gestart door bij alle bodemkolommen de waterlaag weg te pompen en te vervangen door 20 cm stikstofhoudend demiwater (100 µmol/l NH_4NO_3). Verdampingsverliezen werden 2 keer per week gecompenseerd door demiwater aan de kolommen toe te voegen zodat het waterpeil vrijwel constant bleef.

Na 4 weken werden monsters verzameld van het poriewater en de waterlaag en geanalyseerd. Hierna werd gestart met de eerste droogvalperiode waarbij in 3 kolommen met venbodem uit het Beuven en 3 kolommen uit het Eendenvan (6 kolommen in totaal) het waterpeil werd verlaagd tot 5 cm onder het bodemoppervlak. Bij 6 andere kolommen (3 kolommen uit het Beuven en 3 kolommen uit het Eendenvan) werd het peil verlaagd tot 15 cm onder het bodemoppervlak. Om de periode waarin het water uitzakt tot het gewenste peil te beperken werd de waterlaag boven de venbodems weggepompt. De hoeveelheid water werd genoteerd zodat, aan de hand van de stikstofconcentraties in de waterlaag, berekend kon worden hoeveel stikstof op deze wijze werd verwijderd. Bij behandeling C (15 cm onder maaiveld) werd na leegpompen de uitstroom aan de onderzijde opengezet zodat het water tot 15 cm onder maaiveld kon uitzakken, waarna de uitstroom weer werd afgesloten. De hoeveelheid water werd genoteerd zodat, aan de hand van de stikstofconcentraties in het poriewater, berekend kon worden hoeveel stikstof op deze wijze werd verwijderd. Bij behandeling B (5 cm onder maaiveld) zakte het waterpeil via verdamping verder uit tot 5 cm onder maaiveld.

Na afloop van de droogvalperiode (respectievelijk 4 en 8 weken) werd 62,6 g vers organisch materiaal (laagje van 3 mm dikte; ongeveer 0,88 kg

DW per m²) aan iedere kolom toegevoegd en werd de kolom weer aangevuld tot 20 cm boven het bodemoppervlak met stikstofhoudend water (100 µmol/l NH₄NO₃). De kolommen van behandeling A (+ 20 cm) werden op dat moment leeggepompt, waarna organisch materiaal werd toegevoegd en het peil met vers stikstofhoudend water weer werd aangevuld tot het juiste niveau.



Figuur 6: Schematische weergave van het droogval experiment. Uitgezet is het peilverloop in kolommen met intacte venbodems gedurende de loop van het experiment (0 - 50 weken). De drie behandelingen zijn met verschillende kleuren weergegeven: blauw = permanent geïnundeerd (+ 20 cm; behandeling A), groen = droogval tot 5 cm onder bodemoppervlakte gedurende 4 weken (behandeling B) en rood = droogval tot 15 cm onder bodemoppervlakte gedurende 8 weken (behandeling C). Zwarte pijlen: waterlaag vervangen en organisch materiaal toevoegen bij behandelingen A en C; groene pijlen: waterlaag vervangen en organisch materiaal toevoegen bij behandeling B; rode driehoeken: verzamelen waterlaag (indien aanwezig) en poriewater.

Figure 6: Schematic setup of the water level fluctuation experiment with soil cores from lake Beuven and Eendenvan. The water levels during the experiment (0-50 weeks) of the three treatments are indicated with different colours: blue = permanently inundated (+ 20 cm; treatment A), green = lowering water level to 5 cm below soil surface during 4 weeks (treatment B) and red = lowering water level to 15 cm below soil surface during 8 weeks (treatment C). Black arrow: refreshment of the water layer and addition of organic matter at treatment A and C; green arrow: refreshment of the water layer and addition of organic matter at treatment B; red triangles: sampling of the water layer (if present) and soil pore water.

Deze cyclus van droogvallen en weer aanvullen werd tijdens de duur van het experiment in totaal 3 maal herhaald (Figuur 6), waarbij iedere 4 weken monsters van de waterlaag en poriewater werden verzameld en geanalyseerd. Tijdens droogval was geen waterlaag aanwezig, zodat de samenstelling van de waterlaag minder frequent werd gemeten dan de samenstelling van het poriewater. Het effect van droogval op de zuurstofconcentratie in de waterlaag werd bepaald door in week 4, 16, 24, 28 en 60 de zuurstofconcentratie in de waterlaag vlak boven de bodem gemeten (ca. 3 cm boven de bodem).

Om te kunnen bepalen hoeveel ammonium aan het bodemadsorptiecomplex zit gebonden werd na afloop van de drie droogvalperioden in week 42 een kleine hoeveel bodemmateriaal uit elke kolom verzameld. Van dit materiaal werd het vochtpercentage en organische stofpercentage bepaald en werd een zoutextractie uitgevoerd om de pH en de concentratie uitwisselbare (kat)ionen te kunnen bepalen.

Om het effect van droogval te bepalen op de permanent natte bodemkolommen (+20 cm), werd in week 42 het waterpeil gedurende 4 weken verlaagd tot 10 cm onder het bodemoppervlak. Na 4 weken werden deze kolommen weer aangevuld met stikstofhoudend water en organisch materiaal. In week 50 en week 60 werden nogmaals monsters van de waterlaag en poriewater verzameld en geanalyseerd, waarna het experiment werd beëindigd.

2.2.2 Literatuurstudie effecten van inundatie op kenmerkende ongewervelden

Om te achterhalen hoe de ecologie en fenologie van karakteristieke diersoorten afgestemd zijn op een natuurlijke hydrologie is een literatuurstudie uitgevoerd. Hieruit is afgeleid op welke momenten de soorten droogval en inundatie kunnen tolereren. Daarbij is eerst een overzicht gemaakt van kenmerkende soorten ongewervelden die een deel van hun levenscyclus doorbrengen op of in venoevers. De aandacht ging daarbij uit naar diergroepen met weinig mobiele levensstadia: mieren, sprinkhanen, dagvlinders en waterkevers. Rode lijsten (indien voorhanden voor de betreffende taxa) zijn geraadpleegd om de focus te leggen op soorten die extra aandacht behoeven bij ingrepen in peilbeheer.

Tabel 2: Kenmerkende ongewervelden die een deel van hun levenscyclus doorbrengen op venoevers.

Table 2: Characteristic invertebrates that spent (part of) their life on the shores of moorland pools.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam
<i>Myrmica gallienii</i>	Zeggesteekmier
<i>Maculinea alcon</i>	Gentiaanblauwtje
<i>Stethophyma grossum</i>	Moerassprinkhaan
<i>Bidessus grossepunctatus</i>	Waterroofkever
<i>Dytiscus lapponicus</i>	Waterroofkever
<i>Dytiscus latissimus</i>	Waterroofkever
<i>Dytiscus dimidiatus</i>	Waterroofkever
<i>Hygrotus novemlineatus</i>	Waterroofkever
<i>Laccophilus poecilus</i>	Waterroofkever
<i>Gyrinus minutus</i>	Schrijvertje
<i>Gyrinus paykulli</i>	Schrijvertje
<i>Haliphus varius</i>	Watertreder
<i>Paracymus scutellaris</i>	Spinnende waterkevers

Voor elk van de geselecteerde soorten (Tabel 2) is in de literatuur gezocht naar specifieke ecologische informatie die inzicht kan geven over de gevoeligheid van soorten voor hoge waterstanden. Daarbij is enerzijds gekeken naar informatie over de fenologie van de soorten om inzicht te krijgen in periode van het jaar dat zij zich in de oeverzone ophouden en in welk levensstadium dat gebeurt. Dit laatste aspect is belangrijk omdat de mobiliteit van de verschillende levensstadia (imago, nimf/larve, ei, pop) sterk kan variëren. Anderzijds is gezocht naar specifieke informatie over de gevoeligheid van de levensstadia voor inundatie. Immers sommige soorten hebben fysiologische, morfologische of gedragsadaptaties die de overlevingskansen bij inundatie beïnvloeden.

2.3 Chemische analyses

2.3.1 Vochtpercentage, organische stofconcentratie en bodemdichtheid

Het vochtpercentage van het verse bodemmateriaal werd via het vochtverlies bepaald. Dit gebeurde door in duplo bodemmateriaal te drogen gedurende 48 uur bij 70°C. De bakjes werden precies tot aan de rand afgevuld (volume = 45 ml), zodat de bodemdichtheid kon worden bepaald en de concentraties konden worden omgerekend naar mol per liter bodemvolume. De fractie organisch stof in de bodem werd berekend door het gloeiverlies te bepalen. Hiertoe werd gedroogd bodemmateriaal gedurende 4 uur verast in een oven bij 550°C. Het gloeiverlies komt bij benadering overeen met de fractie organisch materiaal in de bodem.

2.3.2 Bodemdestructie

Door de bodem te destrukeren (ontsluiten) is het mogelijk de totale concentratie van bepaalde elementen/nutriënten in het bodemmateriaal te bepalen. Hiervoor werd 200 mg fijngemalen gedroogde bodem afgewogen in teflon destructievaatjes. Aan het bodemmateriaal werd 4 ml geconcentreerd salpeterzuur (HNO_3 , 65%) en 1 ml waterstofperoxide (H_2O_2 , 30%) toegevoegd en geplaatst in een destructiemagnetron (Milestone microwave type mls 1200 mega). De monsters werden vervolgens gedestruueerd in gesloten teflon vaatjes en na afkoelen werd het destruaat nauwkeurig overgebracht en aangevuld tot 100 ml met demiwater. De monsters werden in polyethyleenpotjes bij 4°C bewaard voor verdere analyse. Concentraties van elementen werden berekend in μmol per liter bodem.

2.3.3 Waterextractie

Met een waterextractie werden onder andere de pH en stikstofbeschikbaarheid van de bodem bepaald. Voor een waterextractie werd 17,5 gram verse bodem uitgeschud met 50 ml demiwater gedurende 2 uur bij 100 r.p.m. waarna de pH werd gemeten. Het supernatant werd onder vacuüm verzameld met behulp van teflon poriewaterbemonsteraars en bewaard bij 4°C tot verdere analyse.

2.3.4 Zoutextractie (NaCl-extractie)

Bij een natriumchloride(zout)-extractie worden aan het bodemadsorptiecomplex gebonden ionen verdrongen door natrium en chloride. Met deze extractie werden de pH en ammoniumbeschikbaarheid van de bodem bepaald. Voor een zoutextractie werd aan 17,5 gram verse bodem 50 ml 0,2 mol l^{-1} natriumchloride (NaCl) toegevoegd. Gedurende 60 minuten werden de monsters uitgeschud op een schudmachine (100 r.p.m.) waarna de pH werd gemeten. Het supernatant werd onder vacuüm verzameld met behulp van teflon poriewaterbemonsteraars en bewaard bij 4°C tot verdere analyse.

2.3.5 C/N-analyse

Om de totale hoeveelheid koolstof en stikstof in het bodemmateriaal na afloop van het experiment te bepalen werd 10 mg fijn gemalen bodemmateriaal in een tinnen container overgebracht, waarna het in een CNS element analyser (EA NA 1500 en EA100 van Carlo Erba-Thermo Fisher Scientific) werd verbrand.

2.3.6 Metingen pH, alkaliniteit, ammonium, nitraat, fosfaat en elementen

Van de watermonsters werden de pH, de alkaliniteit en het totaal anorganisch koolstof (TIC) bepaald. De pH werd gemeten met een standaard Ag/AgCl₂ elektrode verbonden met een radiometer Copenhagen type PHM 82. De alkaliniteit werd bepaald door een volume monster met een 0,01 M zoutzuuroplossing te titreren tot pH 4,2. Totaal anorganisch koolstof (bicarbonaat en kooldioxide) werd met behulp van een infrarood gasanalysator (IRGA; ABB Advance Optima) gemeten. De analyses van calcium, magnesium, ijzer, aluminium, silicium, zink, mangaan, totaal fosfor en totaal zwavel werden uitgevoerd met behulp van Inductief Gekoppeld Plasma - Optische Emissie Spectrometrie (ICP-OES; Techno Electron Cooperation). Natrium en kalium werden vlamfotometrisch bepaald

(Technicon Flame Photometer IV Control). De volgende elementen werden colorimetrisch bepaald met behulp van een Bran+Luebbe AutoAnalyser 3: chloride met ferri-ammoniumsulfaat, nitraat met hydrazinesulfaat, ammonium met salicylaatreagens en ortho-fosfaat met ammoniummolybdaat en ascorbinezuur.

2.4 Analyses en statistiek

2.4.1 Verkennende veldstudie

Het verband tussen de maximale worteldiepte van snavelzegge en chemische condities in bodem en oppervlaktewater is onderzocht met Spearman rank correlaties. Verschillen in soortenrijkdom van ongewervelden binnen en buiten snavelzeggebegroeiingen zijn getoetst met een student T-toets. Tenslotte is het voorkomen van bodembewonende dansmuggen en borstelwormen bestudeert met multivariate analyses uitgevoerd in het programma Canoco. Er is gekozen voor een indirecte analyse, waarbij de variatie in soortensamenstelling eerst wordt geanalyseerd waarna deze wordt gecorreleerd met de variatie in bodemchemische parameters. Om te onderzoeken of een lineair model geschikt is om de data te analyseren is een detrended correspondentie analyse uitgevoerd. Daaruit bleek dat de gradiëntlengte 1,6 was, waardoor een principale componenten analyse (PCA) geschikt was voor het analyseren van de bodemfaunadata. In het programma Canoco is de Monte Carlo resampling procedure van de Redundancy analyse (RDA) gebruikt om statistisch te toetsen in hoeverre de omgevingsvariabelen correleren met de ordinatieassen.

2.4.2 Experimenten herstel van verzuring en opwarmen water

2.4.2.1. Respons van bodem- en waterchemie

De resultaten van het experiment zijn voor twee tijdstippen geanalyseerd. Allereerst zijn de data van de start van het experiment geanalyseerd. Reden daarvoor is dat op dat moment gedurende 10 dagen om de dag de pH van het oppervlaktewater is bijgesteld op de gewenste start pH. Gedurende het experiment blijken de verschillen in zuurgraad aan tussen de pH-behandelingen af te nemen van een gemiddeld verschil op T=0 van 0,52 naar een verschil van 0,26 na 12 weken. Hierdoor is het mogelijk dat de effecten van de pH-behandelingen het meest uitgesproken zijn aan de start van het experiment. Verwacht kan worden dat eventueel optredende verschillen in water- en bodemchemie als gevolg van bodem- en temperatuurbehandelingen toenemen naar mate de tijd verstrijkt. Daarom is de tweede analyse op de chemische data uitgevoerd na 12 weken aan het einde van het experiment. Verschillen in chemische samenstelling van oppervlakte- en bodemwater zijn geanalyseerd met een one-way ANOVA met temperatuur, pH en bodem als fixed factors.

2.4.2.2. Respons van bodemfauna

De effecten van temperatuur, pH en bodem en hun interacties op sterfte en ontwikkelingssnelheid zijn getoetst met een one-way ANOVA met temperatuur, pH en bodem als fixed factors. Daarbij is voor de analyse van sterfte het lot (dood/levend) van elke larve afzonderlijk gebruikt met replicanummer (1, 2 of 3) als nesting factor. Voor de analyse van de ontwikkelingssnelheid is een dataset gebruikt van uitsluitend de overlevende dieren. Omdat de behandelingen niet dagelijks werden gecontroleerd op

uitgeslopen dieren, geeft de dag waarop het exuvium is aangetroffen een overschatting van de ontwikkelingstijd. Daarom is de tijd die zij nodig hadden vanaf de start tot uitsluipen bepaald door het gemiddelde te nemen van de dagnummer (sinds start van experiment) waarop het exuvium werd aangetroffen verminderd met het dagnummer van de voorgaande controle van het experiment.

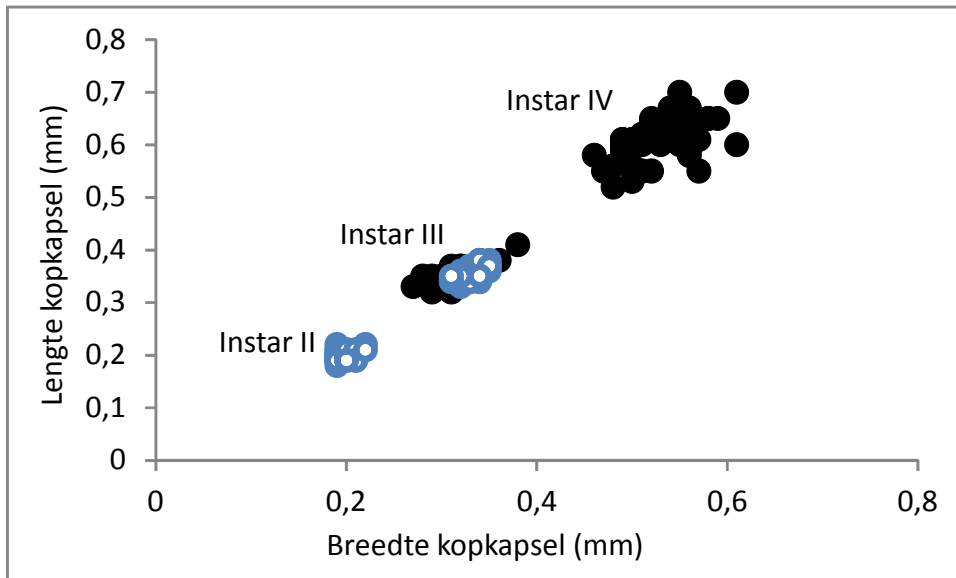
In een tweede experiment is de groei van dansmuglarven onderzocht. Daartoe is eerst aan de start van het experiment de grootte van de larven opgemeten. Daaruit bleek dat niet alle larven een gelijke grootte hadden (Figuur 7). Een deel van de larven (57%) bevond zich aan het begin in het tweede larvale stadium (i.e. instar II) en de rest in instar III. Ook de lengtegroei is gekoppeld aan het larvale stadium waarin de larven zich bevinden (Figuur 8). Maar daarvan is de spreiding wat groter en kunnen er binnen elke instar grote en kleine larven worden onderscheiden. In dit deelexperiment was de overleving van larven laag of er zijn relatief veel larven gemist bij het verzamelen aan het einde van het experiment. Gevolg was dat er te weinig dieren over waren voor een ANOVA. Daarom is er voor gekozen om voor het bepalen van het effect van de zuurbehandeling alle larven die zijn gehouden onder dezelfde pH samen te nemen ongeacht de gebruikte bodem en te analyseren. Op dezelfde wijze zijn voor de analyse van het effect van bodem de larven gepooled per bodemtype ongeacht de zuurgraad waarbij ze zijn opgegroeid.

Verschillen in de groei van de larven zijn op twee manieren statistisch getoetst. Allereerst is de aantalsverdeling van larven over de verschillende behandelingen met een χ^2 -toets getest. Daarnaast is de relatieve lengte van elke larve berekend. Daartoe is voor de gehele data set per instar de gemiddelde lengte en de standaarddeviatie berekend (Tabel 3). Daarna is voor elke larve afzonderlijk berekend hoeveel de lengte afweek van het gemiddelde. Het berekende verschil is gedeeld door de standaarddeviatie, zodat de relatieve lengte van larven behorend tot verschillende larvale stadia vergelijkbaar werd. Verschillen in deze gestandaardiseerde relatieve lengte zijn voor de verschillende pH- en bodembehandelingen getoetst met behulp van een one-way ANOVA met pH en bodem als fixed factors.

Tabel 3: Lichaamslengte (mm) van laatste twee larvale stadia (gemiddelde en standaarddeviatie).

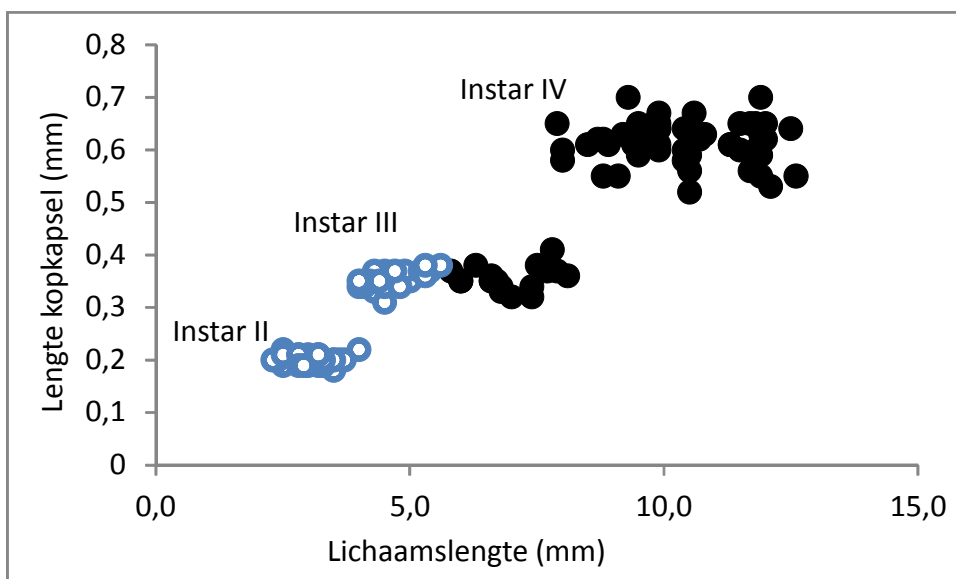
Table 3: Chironomid body length (mm) of the final two instars (mean and standard deviation).

Instar	Gemiddelde	SD	N
III	6,9	0,709	20
IV	10,4	1,266	53



Figuur 7: Relatie tussen lengte en breedte van het kopkapsel van *Chironomus riparius*. Open blauwe cirkels: grootte van de dieren aan de start van het experiment; gesloten zwarte cirkels: grootte van de dieren aan het einde van het experiment.

Figure 7: Relation between body length and width of the head capsule in *Chironomus riparius*. Open blue circles represent the animals at the start of the experiment; closed black circles represent the animals at the end of the experiment.



Figuur 8: Relatie tussen lichaamslengte en lengte van het kopkapsel van *Chironomus riparius*. Open blauwe cirkels: grootte van de dieren aan de start van het experiment; gesloten zwarte cirkels: grootte van de dieren aan het einde van het experiment.

Figure 8: Relation between length of the body and head capsule in *Chironomus riparius*. Open blue circles represent the animals at the start of the experiment; closed black circles represent the animals at the end of the experiment.

2.4.3 Droogval experiment

Het effect van droogval en venbodetype op de chemie van het poriewater en de waterlaag tijdens de duur van het experiment werd getoetst op significante met een GLM (General Lineair Model) voor herhaalde waarnemingen. De data werden voor analyse log-getransformeerd. Significante verschillen tussen behandelingen werden bepaald met een Tukey post-hoc test ($P \leq 0,05$). Voor de toetsing van de effecten op de waterlaag konden niet alle meettijdstippen meegenomen worden, omdat niet op ieder tijdstip bij alle behandelingen een waterlaag aanwezig was. Het effect van droogval en venbodetype op de bodemchemie aan het einde van het experiment werd getest met een multivariate GLM en verschillen tussen droogvalbehandelingen werden bepaald met een Tukey post-hoc test ($P \leq 0,05$).

3 Effecten van bodemprocessen in onderwaterbodems op flora en fauna

3.1 Verkennende veldstudie

3.1.1 Ontwikkeling van snavelzeggevegetaties

Rijkgestructureerde snavelzeggevegetaties zijn in vennen belangrijk habitat voor veel kenmerkende en bedreigde ongewervelden. Echter tijdens een evaluatie van middellange termijn effecten van herstelmaatregelen in vennen bleek de ontwikkeling van deze begroeiingen in veel vennen tegen te vallen (Brouwer et al., 2009). De planten wortelden vaak slechts ondiep en de omvang van de zeggebegroeiingen was vaak gering. In een veldstudie is onderzocht of een verband waargenomen kon worden tussen de bodemchemie in snavelzeggebegroeiingen en de worteldiepte van de snavelzegge. Daarnaast is onderzocht of chemische bodemcondities tevens van invloed zijn op de daarop levende aquatische ongewervelden. Omdat het belang van zeggevegetaties voor fauna uitsluitend anekdotisch bekend was, zijn tevens monsters genomen van watermacrofauna om een beeld te krijgen van de soortenrijkdom van deze karakteristieke venmacrofyten.

De onderzochte groeiplaatsen zijn zwak zuur tot zwak gebufferd (Tabel 4). Stikstofconcentraties zijn over het algemeen laag met in een enkel ven een uitschieter van ammonium. Ook de concentratie sulfaat is relatief laag tussen de snavelzeggeplanten. De fosfaat concentraties varieerden van laag ($< 0,5 \mu\text{mol/l}$) tot relatief hoog in het Diaconieven, Ven Hoenderboom en het Kanunnikensven.

Tabel 4: Chemische samenstelling van het oppervlaktewater op groeiplaatsen van snavelzegge. ^F: locaties waar macrofaunamonsters genomen zijn; ^Z: locaties waar groeivorm van snavelzegge is gemeten en waar zuurstofmetingen zijn verricht.

Table 4: Chemical composition of the surface water in swards of *Carex rostrata*. ^F: location where samples were taken of aquatic macroinvertebrates; ^Z: locations where rooting depth of *C. rostrata* and oxygen were measured.

	pH	Alkaliniteit meq/l	NO ₃ μmol/l	NH ₄ μmol/l	PO ₄ μmol/l	Cl μmol/l	Al μmol/l	Ca μmol/l	Fe μmol/l	S μmol/l
Ven Hoenderboom ^{FZ}	5,9	0,182	6,8	44,5	2,7	122,3	5,3	24,5	9,4	11,0
Klein Hasselsven ^{FZ}	5,1	0,169	2,8	3,3	1,0	79,5	4,1	32,7	4,7	13,5
Kleine Vlasroot ^Z	5,8	0,224	6,8	6,5	0,2	113,2	1,4	34,7	7,6	12,5
Rietven ^Z	5,4	0,224	4,9	4,5	0,2	86,4	2,9	34,4	6,6	14,5
Kanunnikensven ^Z	5,1	0,203	15,2	8,3	3,4	261,1	7,9	41,7	5,1	33,1
Diepveen ^{FZ}	5,3	0,189	1,8	3,6	0,1	171,8	3,4	15,5	12,3	17,8
Zandveen ^Z	4,9	0,136	6,7	19,2	0,2	97,5	2,5	11,8	4,4	27,3
Kliploot ^{FZ}	5,4	0,176	1,4	2,7	0,7	153,6	1,6	17,4	11,4	21,6
Diaconieven ^F	5,8	0,172	2,9	15,6	2,0	109,4	0,9	44,4	3,4	15,7
Eendenven	5,0	0,119	2,6	4,3	0,6	151,6	5,5	22,5	4,0	22,8
Uiversnest ^F	5,2	0,126	0,6	3,4	0,4	147,2	2,0	19,5	3,1	18,3
Gemiddelde	5,4	0,174	4,8	10,5	1,0	135,8	3,4	27,2	6,5	18,9

De waterdiepte waarop de snavelzeggeplanten wortelen is een maat voor de omvang die de vegetaties aan kunnen nemen, hoe dieper – hoe groter de opstand. Op een enkele locatie na bleken de zeggenplanten niet in de minerale bodem te groeien, maar wortelden zij in een dikke laag organisch materiaal. De gemiddelde waterdiepte waarop de zeggenplanten wortelden was 46 centimeter, terwijl de minerale ondergrond gemiddeld zo'n 39 centimeter daaronder lag (Tabel 5). De tussenliggende organische laag werd veelal gevormd door afgestorven delen en wortels van Snavelzegge, Waterdrieblad en Wateraardbei.

Tabel 5: Beschrijving van de veldlocaties. Gegeven is de gemiddelde waterdiepte waarbij Snavelzegge wortelt (N=10) evenals de diepte van de minerale ondergrond (N=5) en de gemiddelde zuurstofconcentratie direct boven de bodem (N=5). Daarnaast zijn gemiddelde waarden en concentraties gegeven van chemische parameters in het bodemvocht (N=3). ^F: locaties waar macrofaunamonsters genomen zijn; ^Z: locaties waar groeivorm van snavelzegge is gemeten en waar zuurstofmetingen zijn verricht.

Table 5: Description of the study sites. Average rooting depth of *Carex rostrata* (N=10), average depth of the mineral bottom (N=5) as well as mean oxygen concentration directly above the surface of the bottom (N=5) are given. Mean concentrations of chemical parameters (N=3) in the pore water are given. ^F: location where samples were taken of aquatic macroinvertebrates; ^Z: locations where rooting depth of *C. rostrata* and oxygen were measured.

Naam locatie	Diepte		O ₂ mg/l	Redox	pH	Alkaliniteit meq/l	CO ₂ μmol/l	HCO ₃ μmol/l	EGV	NO ₃ μmol/l	NH ₄ μmol/l	ortho-PO ₄ μmol/l
	wortelzone	ondergrond										
Ven Hoenderboom ^{FZ}	38,1	95,6	0,45	223	5,8	0,557	1302	308	61,2	2,1	38,7	3,2
Klein Hasselsven ^{FZ}	28,4	99,4	0,25	257	5,4	0,459	2166	207	59,2	2,0	12,8	2,5
Kleine Vlasroot ^Z	40,7	73,8	0,23	246	5,6	0,598	2907	427	70,4	4,1	234,4	4,0
Rietven ^Z	37,2	39,8	0,31	243	5,1	0,300	4036	223	46,6	2,3	14,0	3,0
Kanunnikensven ^Z	39	48,4	0,22	218	5,8	0,675	3448	800	97,0	2,1	119,2	2,7
Diepveen ^{FZ}	41,2	98	0,36	257	5,1	0,226	2109	97	62,5	2,8	254,8	17,7
Zandveen ^Z	71,4	110,2	0,21	259	5,7	0,331	1114	193	65,6	2,5	277,2	6,8
Kliploo ^{FZ}	73,8	119,6	0,19	224	6,2	0,328	806	561	87,7	22,5	260,6	5,3
Diaconieven ^F	-	-	-	7	5,5	0,354	2475	360	53,6	2,15	93,7	2,2
Eendenven	-	-	-	-41	5,7	0,290	1125	233	46,2	2,54	139,6	8,5
Uiversnest ^F	-	-	-	-63	5,6	0,359	2048	327	62,9	3,62	305,8	17,5

Naam locatie	K	Na	Cl	Al	Ca	Fe	Mg	Mn	P	S	Si	Zn
	μmol/l	μmol/l	μmol/l	μmol/l	μmol/l	μmol/l	μmol/l	μmol/l	μmol/l	μmol/l	μmol/l	μmol/l
Ven Hoenderboom ^{FZ}	129,8	178,7	159,4	2,3	54,8	24,5	58,6	1,1	5,2	12,7	78,9	2,0
Klein Hasselsven ^{FZ}	62,4	199,1	204,8	18,6	62,2	40,1	46,5	1,4	3,9	17,8	72,1	2,9
Kleine Vlasroot ^Z	89,4	144,8	148,2	1,9	45,8	7,1	35,8	0,7	4,7	18,4	226,5	1,2
Rietven ^Z	43,3	142,3	88,0	7,9	45,9	38,5	44,9	0,8	5,3	34,1	299,7	5,2
Kanunnikensven ^Z	99,3	273,8	241,1	8,5	126,1	57,4	69,7	1,6	4,7	38,3	220,7	1,1
Diepveen ^{FZ}	34,8	205,9	266,0	25,7	22,7	16,4	23,8	0,2	18,3	46,2	330,6	4,9
Zandveen ^Z	16,0	207,9	243,3	14,3	21,9	4,7	18,4	0,1	7,7	45,0	472,9	8,5
Kliploo ^{FZ}	80,5	285,0	243,2	1,3	35,8	22,4	34,9	1,0	6,7	27,0	194,8	4,5
Diaconieven ^F	77,5	77,7	158,3	1,8	51,2	35,7	50,0	1,6	5,2	14,0	109,3	1,4
Eendenven	38,5	154,3	164,0	8,2	13,0	5,1	10,3	0,3	9,1	28,8	58,9	1,8
Uiversnest ^F	30,1	188,7	184,3	7,9	10,1	4,7	11,2	0,2	18,1	56,8	319,9	0,8

Er werd verwacht dat de mate waarin in de bodem afbraakprocessen optreden van invloed zou zijn op de worteldiepte van Snavelzegge. Echter, ondanks de sterk variërende diepten waarop Snavelzegge wortelend werd aangetroffen, bleek de redoxpotentiaal van de bodem redelijk constant te zijn in de onderzochte vennen (Tabel 5). Er was dus geen verband tussen de redoxpotentiaal en worteldiepte (Spearman rank correlatie 0,095; $P = 0,823$). Ook bleek de gemeten redox met uitzondering van zink (correlatie coëfficiënt 0,718; $P = 0,013$) niet te correleren met andere bodemchemische parameters. De worteldiepte van Snavelzegge bleek positief te correleren met concentraties van nitraat, ammonium en ortho-fosfaat in het bodemwater (Tabel 6). Daarnaast was er een negatieve correlatie met magnesium en calcium. De negatieve correlatie met de concentratie ijzer was net niet significant ($P = 0,058$). De concentraties van aan de bodem gebonden ammonium, zwavel en magnesium waren positief gecorreleerd met de worteldiepte. Significante correlatie met concentraties in het oppervlaktewater werden gevonden voor mangaan, zink en CO₂.

De waargenomen correlaties tussen de maximale waterdiepte waarop Snavelzegge wortelend is aangetroffen (en daarmee de potentiële omvang dat een dergelijke begroeiing kan aannemen) geven aanwijzingen voor mogelijke sturende factoren. Aangezien de hoeveelheden zwavel, nitraat, fosfaat,

calcium en magnesium in de onderwaterbodems in alle onderzochte vennen erg laag waren is het aannemelijk is dat de ecologische effecten daarvan gering zijn, ondanks de waargenomen correlaties met de worteldiepte van snavelzegge. Het sterke positieve verband tussen worteldiepte en ammonium wijst erop dat voor het overbruggen van een waterlaag een flinke hoeveelheid voedingsstoffen (N) nodig is. Hierdoor kan de snavelzegge op plekken waar redelijk veel ammonium in de wortelzone beschikbaar is, grotere begroeiingen vormen wat positief kan uitpakken voor tal van organismen die daarin leven (paragraaf 3.1.2.)

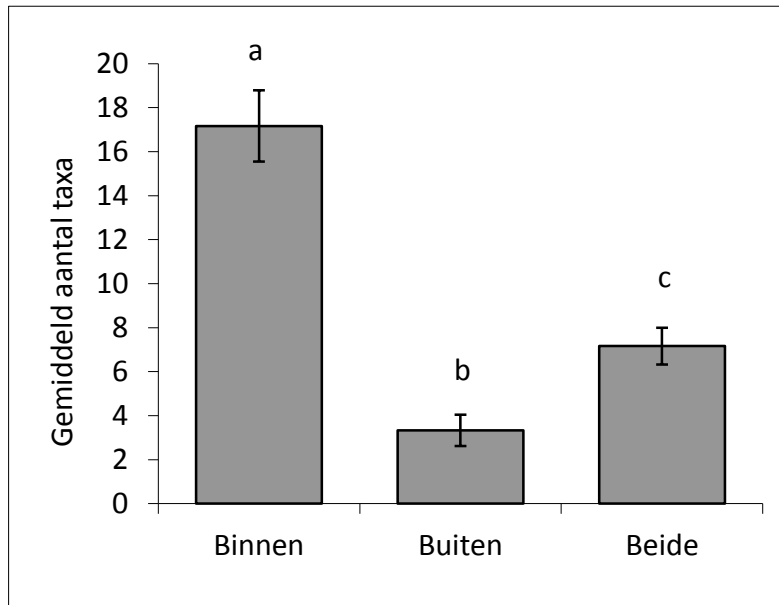
Tabel 6: Significante Spearman rank correlaties tussen de maximale worteldiepte van snavelzegge en chemische condities in bodem en oppervlaktewater.

Table 6: Significant Spearman rank correlations between maximum rooting depth of Carex rostrata and chemical parameters of pore and surface water.

	Correlation Coefficient	P
Bodemvocht		
NH ₄	0,976	0,000
ortho-PO ₄	0,833	0,010
NO ₃	0,810	0,015
Mg	-0,714	0,047
Ca	-0,762	0,028
Zoutextractie		
NH ₄	0,833	0,010
S	0,833	0,010
Destructie		
Mg	0,762	0,028
Oppervlaktewater		
Mn	-0,731	0,040
Zn	-0,761	0,028
CO ₂	-0,810	0,015

3.1.2 Ontwikkeling bodem- en vegetatiebewonende fauna

In tabel 7 en figuur 9 staat het voorkomen van de aangetroffen aquatische ongewervelden weergegeven. Daarbij is aangegeven of zij zijn aangetroffen uitsluitend in de snavelzeggevegetatie, uitsluitend buiten de begroeiing, of op beide plekken. De helofytenvegetaties bleken het belangrijkste habitat voor macrofauna (Figuur 9). Maar liefst 67 taxa zijn uitsluitend aangetroffen tussen de zeggenplanten. Tweeëntwintig taxa waren indifferent en kwamen zowel binnen als buiten de helofytenzone voor. Daarbuiten zijn slechts 16 taxa exclusief aangetroffen. De gemiddelden voor deze drie categorieën lagen aanzienlijk lager (Figuur 8), wat duidt op grote verschillen tussen de diverse onderzoekslocaties. Echter, het uitpluizen van de sturende factoren in het voorkomen van vegetatiebewonende fauna lag buiten de ambities van dit onderzoek en is op basis van de beperkte beschikbare data niet mogelijk.



Figuur 9: Gemiddelde aantal macrofauna taxa dat uitsluitend voorkomt in snavelzeggenvegetaties (binnen), uitsluitend buiten de begroeiing, of op beide plekken. Kleine letters (^a, ^b en ^c) geven significante verschillen weer (Student T-toets, N=6).

Figure 9: Average species richness of aquatic macroinvertebrates living exclusively within *Carex rostrata* swards, exclusively outside the swards or in both sites. Small letters (^a, ^b en ^c) indicate significant differences (Student T-test, N=6).

Het is wel duidelijk dat de helofyten een exclusief habitat vormen voor diverse diergroepen. Op slechts een enkele uitzondering na zijn alle soorten libellen, kokerjuffers, meniscusmuggen, pluimmuggen, waterspinnen, steekmuggen en waterkevers uitsluitend aangetroffen in de snavelzeggenvegetaties (Tabel 6) en niet daarbuiten. Daaronder bevinden zich verschillende zeldzame karakteristieke soorten. Dit betreft de Speerwaterjuffer (*Coenagrion hastulatum*), de Noordse witsnuitlibel (*Leucorrhinia rubicunda*), de kokerjuffer *Oligotricha striata*, de dansmug *Polypedilum arundineti*, de waterkever *Ilybius aenescens* en de waterwants *Sigara scotti*.

Tabel 7: Voorkomen van aquatische ongewervelden binnen (IN) en buiten (UIT) snavelzeggevegetaties. In de derde kolom (BEIDE) staan soorten die zowel tussen de helofyten als daarbuiten zijn aangetroffen. De getallen geven het aantal vennen weer waarin het taxon is aangetroffen.

Table 7: Occurrences of aquatic macroinvertebrates in- and outside of *Carex* swards. In the third column are the species that have been found outside as well as within the *Carex rostrata* vegetation.

	IN	UIT	BEIDE		IN	UIT	BEIDE
Libellen (Odonata)				Meniscusmuggen (Dixidae)			
Anax imperator	2	0	0	Dixella aestivalis	4	0	0
Coenagrion hastulatum	1	0	0	Dixella amphibia	2	0	0
Coenagrion pulchellum/puella	6	0	0	Dixella sp.	1	0	0
Cordulia aenea	1	1	2	Pluimmuggen (Chaoboridae)			
Enallagma cyathigerum	2	0	0	Chaoborus flavicans	1	0	1
Leucorrhinia rubicunda	1	0	0	Chaoborus cf. obscuripes	2	0	0
Libellula quadrimaculata	6	0	0	Chaoborus pallidus	1	0	0
Pyrrhosoma nymphula	2	0	0	Waterspinnen (Argyroneta)			
Kokerjuffers (Trichoptera)				Argyroneta aquatica	2	0	0
Cynurus flavidus	1	0	0	Steekmuggen (Culicidae)			
Holocentropus dubius	1	0	0	Anopheles sp.	1	0	0
Holocentropus stagnalis	1	0	0	Holtedieren (Coelenterata)			
Oligotricha striata	1	0	0	Hydra viridissima	1	0	0
Phryganea bipunctata	1	0	0	Waterkevers (Coleoptera)			
Trienodes bicolor	1	0	0	Anacaena lutescens	1	0	0
Tricholeiochiton fagesii	0	0	1	Enochrus fuscipennis	1	0	0
Dansmuggen (Chironomidae)				Enochrus spec.	1	0	0
Ablabesmyia longistyla	0	0	0	Graphoderus zonatus	1	0	0
Ablabesmyia monilis	1	0	0	Helochares cf. punctatus	1	0	0
Ablabesmyia monilis agg.	2	0	0	Hydrobius fuscipes	1	0	0
Ablabesmyia sp.	1	0	1	Hydrochus carinatus	2	0	0
Chironomus cf. anthracinus/riparius agg.	0	1	0	Hydroporus erythrocephalus	2	0	0
Chironomus commutatus	0	1	0	Hygrobia hermanni	1	0	0
Chironomus luridus agg.	0	0	4	Hygrotus inaequalis	1	0	0
Cladopelma gr. lateralis	1	1	1	Ilybius aenescens	2	0	0
Cladopelma sp. POP	0	1	1	Noterus crassicornis	5	0	0
Clinotanytus nervosus	0	2	0	Wantsen (Hemiptera)			
Dicrotendipes modestus	0	1	0	Corixa punctata	0	1	0
Dicrotendipes sp.	1	0	0	Hebrus pusillus	2	0	0
Endochironomus gr. dispar	0	0	2	Hesperocorixa castanea	2	0	0
Endochironomus tendens	0	0	1	Hesperocorixa linnaei	1	0	0
Glyptotendipes paripes	1	3	0	Ilyocoris cimicoides	2	0	0
Guttipelopia guttipennis	1	0	0	Microvelia reticulata	1	0	0
Microtendipes chloris agg.	1	0	0	Notonecta obliqua	1	1	0
Orthocladiinae POP	1	0	1	Sigara distincta	0	1	0
Parachironomus biannulatus	1	0	0	Sigara scotti	1	1	0
Paratanytarsus sp.	1	0	0	Borstelwormen (Oligochaeta)			
Polypedilum arundineti	1	0	0	Lumbriculus variegatus	2	1	1
Polypedilum cf. cultellatum	0	1	0	Dero digitata	0	0	6
Polypedilum sp.	2	0	0	Dero obtusa	1	0	1
Polypedilum uncinatum	1	0	1	Nais communis	1	0	1
Procladius sp.	0	0	6	Nais variabilis	0	2	0
Psectrocladius gr. psilopterus	1	0	0	Slavina appendiculata	1	0	0
Psectrocladius gr. sordidellus/limbatellus	3	0	2	Aulodrilus japonicus	0	0	1
Psectrocladius platypus	3	0	1	Limnodrilus hoffmeisteri	0	1	0
Psectrotanytus varius	0	0	1	Varichaetadrilus harmani	1	0	4
Pseudochironomus prasinatus	1	0	0				
Stenochironomus sp.	1	0	0				
Tanypodinae POP	1	0	0				
Tanytarsus sp.	0	0	3				

Met de hulp van multivariate analyse is onderzocht of er aanwijzingen zijn dat de gemeenschap van bodembewonende fauna wordt beïnvloed door bodemprocessen. Figuren 9 en 10 geven de eerste twee assen van een principale componenten analyse (PCA). De grootste variatie in de soortensamenstelling van de verschillende onderzoekslocaties wordt weergegeven door de X-as, waarna de Y-as de grootste overgebleven variatie beschrijft. De eerste as verklaart 64.4% van de variatie in en de tweede een extra 21,3%. Overige dimensies (3 en 4) zijn niet weergegeven, omdat zij slechts een klein gedeelte van de variatie in soortensamenstelling beschrijven.

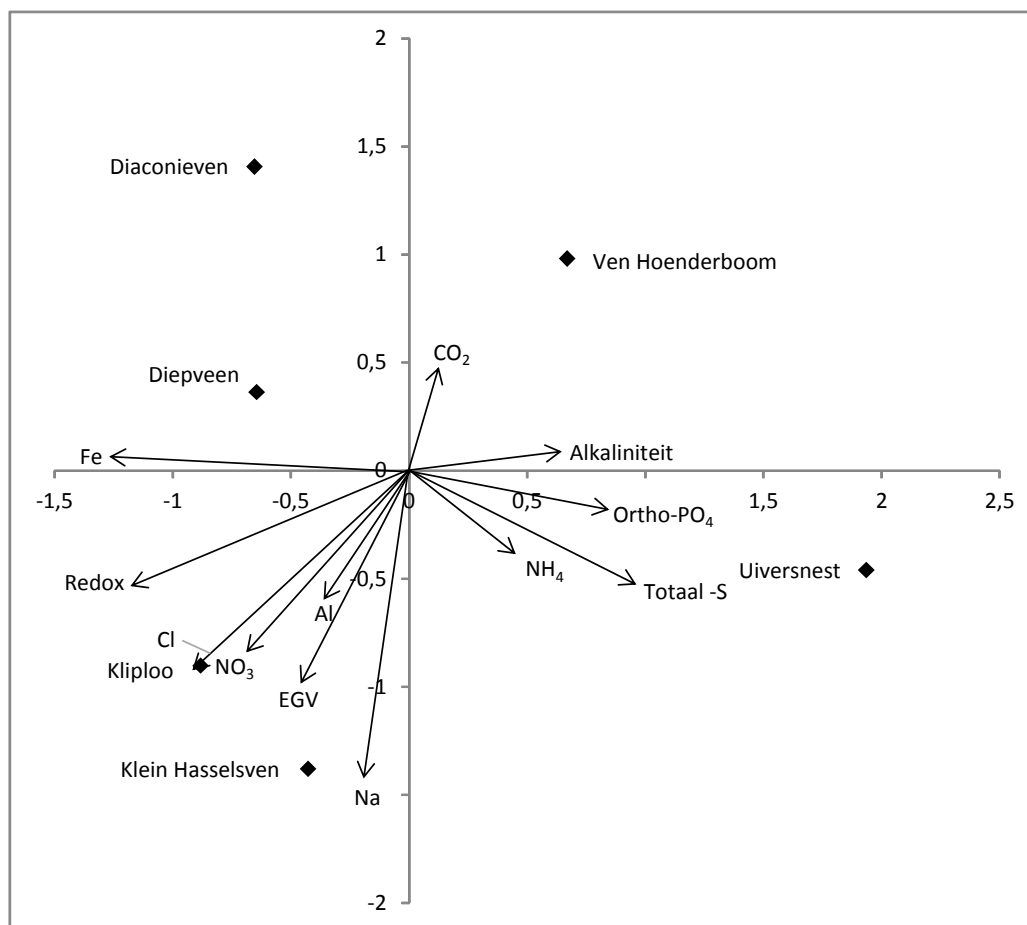
De eerste principale as correleert positief met zwavel, ammonium, ortho-fosfaat en alkaliniteit en negatief met ijzer en redoxpotentiaal (Figuur 10). Door het kleine aantal monsterlocaties zijn deze correlaties echter niet

significant (Monte Carlo resampling procedure). In het geval van de bodemfaunastudie zijn deels andere onderzoekslocaties gekozen dan voor de veldstudie waarbij groeidiepte van snavelzegge is bekeken. Hierdoor vertonen de chemische parameters meer variatie in bodemchemie (S, ortho-PO₄, Fe en redox; Tabel 5), waardoor het waarschijnlijker wordt dat de waargenomen verbanden inzicht geven in achterliggende ecologische processen. Elke van deze parameters wordt beïnvloed door biologische afbraak van organisch materiaal. De waargenomen verbanden zijn daarom een indicatie dat afbraakprocessen een rol spelen in het structureren van de bodemfauna. Het belang van biologische afbraak in het structureren van de bodemfaunagemeenschap wordt ook bevestigd door de waargenomen soorten. Aan de rechterzijde van de grafiek worden soorten aangetroffen die zich thuis voelen in organische bodems waar biologische afbraak sterk is (Figuur 11). Het betreft de dansmuggen *Chironomus spec.*, *Procladius spec.* en *Psectrocladius gr. sordidellus/limbatellus* en de borstelworm *Nais variabilis* (Verberk et al., 2012). Aan de linkerzijde liggen soorten die bodem prefereren met minder biologische activiteit, zoals *Clinotanypus nervosus* en *Orthocladus holsatus*. Maar ook hier komen soorten voor van voedselrijke milieus: *Glyptotendipes paripes*, *Lumbriculus variegatus*, *Dero digitata* en *Limnodrilus hoffmeisteri*.

De sturende factor voor de variatie in soortensamenstelling, die door de tweede principale as wordt beschreven, is minder goed te duiden. Hier is een negatieve correlatie waar te nemen met diverse kat- en anionen. Soorten die geassocieerd worden met de Y-as zijn *Polypedilum uncinatum*, *Tanytarsus spec.*, *Dero obtuse*, *Nais communis* en *Varichaetadrilus harmani* aan de bovenzijde van figuur 11 en *Psectrotanypus varius* aan de onderzijde. In de literatuur is gezocht of beschrijvingen van de habitats van deze soorten een aanwijzing geeft over de sturende factoren (o.a. Vallenduik & Moller Pillot, 2007, Moller Pillot, 2009). Het habitat van *Polypedilum uncinatum* en *Psectrotanypus varius* is beschreven als bodem met afbrekend organisch materiaal. De gebrekkige correlatie van het voorkomen van deze soorten met de eerste principale as suggereert dat er nog andere belangrijke factoren moeten zijn, maar deze zijn in de literatuur niet te vinden.

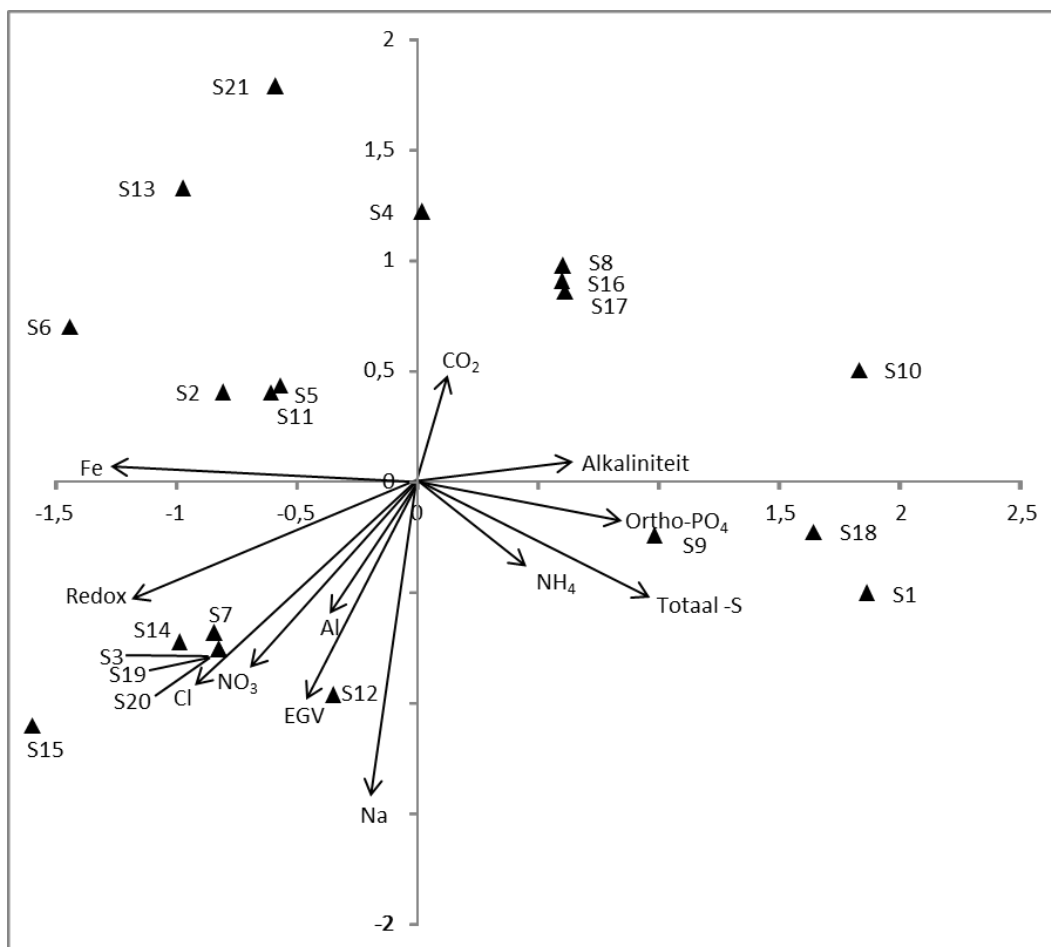
Varichaetadrilus harmani is een soort die pas in 2000 voor het eerst in Nederland is waargenomen (Timm, 2006). De soort komt oorspronkelijk uit Noord-Amerika en het is niet bekend onder welke omstandigheden hij in Nederland voorkomt. In Nederland wordt de soort weinig waargenomen, gezien het ontbreken van de soort in de nationale databank van de waterschappen. Echter in deze studie is de soort in drie van de zes onderzochte wateren waargenomen, waar het één van de algemeenste soorten is. Mogelijk wordt de soort door veel hydrobiologen niet herkend en is deze veel algemener dan nu bekend is.

In de opzet van de veldstudie is bewust gekozen voor locaties in Zuid- (Diaconieven, van Hoenderboom, Klein Hasselsven), Midden- (Uiversnest) en Noord-Nederland (Kliploo en Diepveen) om eventuele regionale variatie als gevolg van verschillen in stikstofdepositie in beeld te brengen. Uit de PCA (Figuur 10) blijkt niet dat ruimtelijke verschillen in N-depositie een dominante rol spelen bij de structurering van de bodemgemeenschap.



Figuur 10: Biplot van de principale componenten analyse van de monsters van bodembewonende dansmuggen en borstelwormen. Weergegeven zijn de scores van monsterpunten en de chemische samenstelling van het bodemwater. Pijlen geven de scores weer van de abiotische parameters, ruiten de scores van de monsterpunten.

Figure 10: Biplot of a principal components analysis of soil dwelling chironomids and oligochaetes. Arrows represent the environmental parameters and the squares the samples.



Figuur 11: Biplot van de principale componenten analyse van de monsters van bodembewonende dansmuggen en borstelwormen. Weergegeven zijn de scores van soorten en chemische samenstelling van het bodemwater. Pijlen geven de scores weer van de abiotische parameters, driehoeken de scores van de soorten. De soorten zijn als volgt gecodeerd: S1: *Chironomus spec.*, S2: *Cladopelma gr. lateralis*, S3: *Clinotanypus nervosus*, S4: *Endochironomus gr. dispar*, S5: *Endochironomus tendens*, S6: *Glyptotendipes paripes*, S7: *Orthocladus holsatus*, S8: *Polypedilum uncinatum*, S9: *Procladius spec.*, S10: *Psectrocladius gr. sordidellus/limbatellus*, S11: *Psectrocladius platypus*, S12: *Psectrotanypus varius*, S13: *Tanytarsus spec.*, S14: *Lumbriculus variegatus*, S15: *Dero digitata*, S16: *Dero obtuse*, S17: *Nais communis*, S18: *Nais variabilis*, S19: *Aulodrilus japonicus*, S20: *Limnodrilus hoffmeisteri*, S21: *Varichaetadrilus harmani*.

Figure 11: Biplot of a principal components analysis of soil dwelling chironomids and oligochaetes. Arrows represent the environmental parameters and the triangles the species. Coding of the species is as follows: S1: *Chironomus spec.*, S2: *Cladopelma gr. lateralis*, S3: *Clinotanypus nervosus*, S4: *Endochironomus gr. dispar*, S5: *Endochironomus tendens*, S6: *Glyptotendipes paripes*, S7: *Orthocladus holsatus*, S8: *Polypedilum uncinatum*, S9: *Procladius spec.*, S10: *Psectrocladius gr. sordidellus/limbatellus*, S11: *Psectrocladius platypus*, S12: *Psectrotanypus varius*, S13: *Tanytarsus spec.*, S14: *Lumbriculus variegatus*, S15: *Dero digitata*, S16: *Dero obtuse*, S17: *Nais communis*, S18: *Nais variabilis*, S19: *Aulodrilus japonicus*, S20: *Limnodrilus hoffmeisteri*, S21: *Varichaetadrilus harmani*.

3.2 Experiment herstel van verzuring en opwarmen water

3.2.1 Effecten op water en bodemchemie

Om de effecten te bepalen van afnemende verzuring en opwarmen van het water, is een experiment opgezet waarbij twee bodems gebruikt zijn. Daarbij is een bodem gekozen uit Noord-Nederland (Diepveen) waar de stikstofdepositie relatief laag is en een bodem uit het zuiden van het land (Eendenven) met een hogere stikstof depositie. Verschillen in stikstofdepositie tussen beide regio's werden niet terug gemeten in de gebruikte bodems. De concentratie stikstof was in het bodemvocht van het Eendenven zelfs lager dan in het Diepveen (Tabel 5). De concentratie in het oppervlaktewater was in beide vennen laag (Tabel 4). De venbodems vertoonden wel verschillen in bodemsamenstelling voor andere parameters (Tabel 8). De bodem van het Eendenven bevatte minder organisch materiaal, ijzer en zwavel dan de bodem uit het Diepveen. De hoeveelheden fosfor en calcium waren vergelijkbaar.

Tabel 8: Vochtpercentage, organische stof (OS) concentratie (% van droge bodemmassa), soortelijke massa en de totale concentraties van enkele bodemchemische variabelen van de gebruikte venbodems. Bodemonsters werden in het veld verzameld en geven een indicatie van de uitgangssituatie van de bodemchemie bij de start van het experiment. Concentraties zijn weergegeven per liter bodemvolume.

Table 8: Water content, organic matter content (OS; on a dry weight basis), bulk density and total concentrations of several relevant chemical characteristics of the lake soils. Samples were taken on location and give an indication of the soil chemistry at the start of the experiment. Concentrations are given per litre soil volume.

	Vocht %	Org. Stof %	Soortelijke massa g DW/l FW	Ca mmol/l FW	Fe mmol/l FW	K mmol/l FW	Mg mmol/l FW	P mmol/l FW	S mmol/l FW
Diepveen	86,94	71,10	145,22	5,57	8,37	0,52	5,36	1,27	15,80
Eendenven	64,92	34,85	457,72	5,29	3,17	1,10	1,57	1,42	11,48

De eerste monsters van bodem- en oppervlaktewater (T=0) zijn verzameld 10 dagen nadat het experiment was ingericht. Dit is gedaan omdat de eerste anderhalve week nodig waren om de zuurgraad van het oppervlaktewater af te regelen op de beoogde pH's van 4 en 5. Aan de start van het experiment werd de samenstelling van het bodemwater nog niet beïnvloed door de temperatuur- en pH-behandelingen (Tabel 9). De enige significante verschillen werden veroorzaakt door de herkomst van de bodems.

Tabel 9: ANOVA tabel met (interactieve) effecten van temperatuur (T), pH en bodem (B) op bodemwater chemie bij de start van het experiment. Gegeven zijn P-waarden en de significante verschillen ($P < 0,05$) zijn gemarkeerd.

Table 9: ANOVA table with (interactive) effects of temperature (T), pH and soil (B) on pore water chemistry at the start of the experiment. Given are the P values. Significant effects ($P < 0,05$) in bold.

Start van het experiment (T=0)							
	T	pH	B	pH * T	T * B	pH * B	pH * T * B
pH-lab	0,694	0,989	0,000	0,463	0,941	0,726	0,418
ALK	0,377	0,226	0,543	0,344	0,736	0,497	0,956
E450	0,969	0,255	0,000	0,064	0,975	0,243	0,124
CO2	0,914	0,357	0,021	0,104	0,633	0,712	0,541
ortho-PO4	0,596	0,196	0,000	0,954	0,595	0,445	0,682
NO3	0,479	0,070	0,020	0,513	0,780	0,542	0,395
NH4	0,227	0,406	0,000	0,123	0,181	0,643	0,091
Ca	0,136	0,254	0,368	0,958	0,315	0,103	0,094
Fe	0,246	0,564	0,021	0,578	0,222	0,340	0,247
totaal-P	0,641	0,152	0,000	0,976	0,905	0,736	0,878
totaal-S	0,135	0,431	0,000	0,770	0,345	0,631	0,471

Tabel 10: ANOVA tabel met (interactieve) effecten van temperatuur (T), pH en bodem (B) op oppervlaktewater chemie bij de start van het experiment. Gegeven zijn P-waarden en de significante verschillen ($P < 0,05$) zijn gemarkeerd.

Table 10: ANOVA table with (interactive) effects of temperature (T), pH and soil (B) on surface water chemistry at the start of the experiment. Given are the P values. Significant effects ($P < 0,05$) in bold.

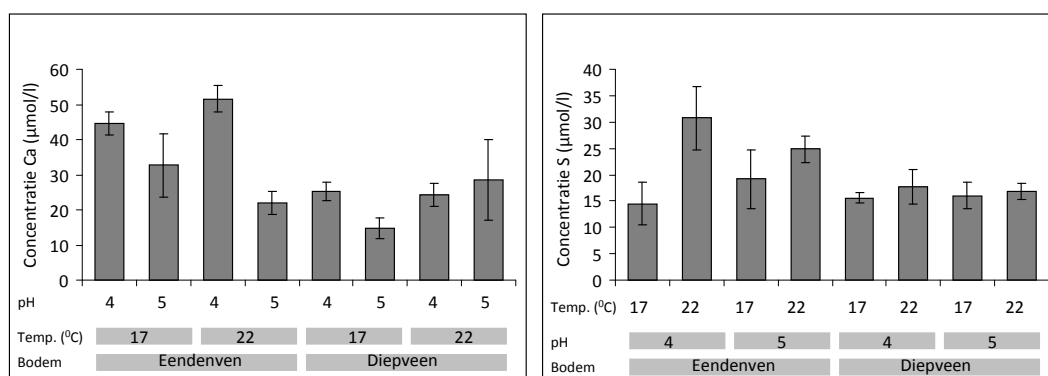
Start van het experiment (T=0)							
	T	pH	B	pH * T	T * B	pH * B	pH * T * B
pH-lab	0,550	0,000	0,357	0,147	0,530	0,589	0,826
ALK	0,126	0,001	0,424	0,091	0,366	0,225	0,531
E450	0,896	0,231	0,000	0,215	0,822	0,607	0,260
CO2	0,183	0,346	0,715	0,540	0,397	0,725	0,735
ortho-PO4	0,560	0,845	0,002	0,216	0,377	0,027	0,130
NO3	0,904	0,062	0,570	0,754	0,895	0,339	0,965
NH4	0,858	0,124	0,000	0,378	0,608	0,977	0,539
Ca	0,582	0,007	0,001	0,856	0,328	0,043	0,061
Fe	0,242	0,195	0,206	0,899	0,710	0,798	0,700
totaal-P	0,529	0,927	0,009	0,396	0,588	0,259	0,208
totaal-S	0,025	0,863	0,035	0,264	0,083	0,952	0,395

Het is niet verwonderlijk dat in het oppervlaktewater de zuurgraad en alkaliniteit verschilden tussen de pH-behandelingen (Tabel 10). De pH behandeling had een effect op de calcium concentratie (Figuur 12). In de zure behandeling werden hogere concentraties aangetroffen dan in de behandeling van pH 5. Door de toevoeging van zuur in het experiment werd calcium verdrongen van het bodemadsorptiecomplex. Ook al was de totale concentratie calcium in het Eendenven in de bodem vergelijkbaar met het Diepveen, de hoeveelheid calcium per eenheid organische stof was aanzienlijk hoger doordat de bodem in het Eendenven minder organisch materiaal bevatte. Hierdoor was de calciumtoename boven een bodem uit het Eendenven groter.

Al aan het begin van het experiment was er een effect van temperatuur te zien op de concentratie zwavel in het oppervlaktewater. Deze

was bij een temperatuur van 22 °C hoger dan bij 17 °C (Figuur 12). Bij het opzetten van het experiment zijn de bodems tijdelijk blootgesteld aan de lucht, waardoor gereduceerde ijzersulfideverbindingen konden oxideren. Omdat dit een biologisch proces is dat door micro-organismen wordt geregeld, leidt een hogere temperatuur tot een versnelling van dit proces.

Alleen in het oppervlaktewater zijn effecten van de behandelingen waargenomen aan de start van het experiment. In het bodemwater zijn geen veranderingen waargenomen door de temperatuur- en pH-behandelingen. Waarschijnlijk was er weinig uitwisseling tussen het bodem- en oppervlaktewater, waardoor de pH-behandeling alleen effect heeft in de toplaag van de bodem en niet in de diepere laag waar bodemvocht werd verzameld.



Figuur 12: Gemiddelde concentraties calcium en zwavel ($\pm$ SE) in het oppervlaktewater aan de start van het experiment.

Figure 12: Average calcium and sulphur concentrations in the surface water at the start of the experiment.

De initiële stijging van de calciumconcentratie in het oppervlaktewater als gevolg van de pH verlaging (Figuur 12) was aan het einde (na 12 weken) bijna niet meer waar te nemen ($P = 0,052$; Tabel 16). In het oppervlaktewater noch in het bodemwater werden na 12 weken effecten waargenomen als gevolg van de pH behandeling. De verwachte verhoogde mineralisatie van organische stof als gevolg van een pH-stijging is dus uitgebleven. Ook bij een gesimuleerde temperatuurstijging werden geen aanwijzingen gevonden dat afbraaksnelheid toenam en dat er voor bodemorganismen slechte zuurstofcondities op gingen treden. Doordat er geen versnelde mineralisatie optrad, is heeft er ook geen bruinkeuring van het water opgetreden. Dat blijkt uit de warden van E450: extinctie van licht bij een frequentie van 450 nm.

In plaats van dat er - zoals werd verwacht - zuurstofarmoede optreedt als gevolg van een snelle mineralisatie, lijkt de zuurstofbeschikbaarheid in de onderwaterbodem zelfs toe te nemen. Zowel in het bodemvocht als in het oppervlaktewater nam bij een hogere temperatuur de zwavelconcentratie toe (Figuur 13, Tabel 11 en 12), wat duidt op een oxidatie van zwavelverbindingen die in oplossing gaan. Zeer waarschijnlijk is ook in dit experiment, net als in het droogval experiment (paragraaf 4.1, Figuur 21) sprake geweest van diffusie van zuurstof vanuit de lucht de kolommen in. De verhoogde zwaveloxidatie bij een hogere temperatuur kan enerzijds het gevolg zijn van een hogere activiteit van micro-organismen die verantwoordelijk zijn voor dit proces. Daarnaast neemt bij een stijging van de temperatuur ook de diffusiesnelheid van zuurstof in water toe. Aangezien de toename in diffusiesnelheid sneller verloopt dan de tevens optredende afname

in oplosbaarheid van zuurstof, neemt de netto beschikbaarheid toe (Spicer & Gaston, 1999) en dus ook de mogelijkheden voor oxidatieprocessen.

Bij de oxidatie van zwavelverbindingen komen protonen vrij waardoor de pH daalt, al hoewel in het bodemvocht deze afname niet significant is (Figuur 14). Tevens wordt daarbij calcium vrijgemaakt van het bodemcomplex en stijgt de calciumconcentratie in bodem- en oppervlaktewater (Figuur 14, tabel 11 en 12).

Waarschijnlijk is een toename van zuurstofdiffusie ook verantwoordelijk voor een versnelde omzetting van ammonium naar nitraat (nitrificatie) in het oppervlaktewater, waardoor de ammoniumconcentratie daalt en nitraat toeneemt.

Tabel 11: ANOVA tabel met (interactieve) effecten van temperatuur (T), pH en bodem (B) op bodemwater chemie bij de beëindiging van het experiment. Gegeven zijn P-waarden en de significante verschillen ($P < 0,05$) zijn gemarkeerd.

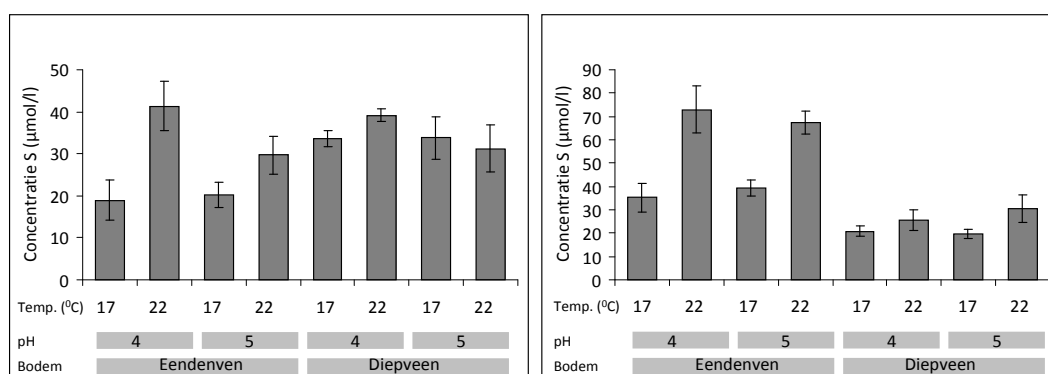
Table 11: ANOVA table with (interactive) effects of temperature (T), pH and soil (B) on pore water chemistry at the end of the experiment. Given are the P values. Significant effects ($P < 0,05$) in bold.

Einde van het experiment (T=12)							
	T	pH	B	pH * T	T * B	pH * B	pH * T * B
pH-lab	0,116	0,313	0,000	0,401	0,444	0,117	0,864
ALK	0,538	0,095	0,931	0,306	0,336	0,963	0,474
E450	0,690	0,796	0,000	0,064	0,901	0,809	0,104
CO2	0,089	0,668	0,009	0,245	0,597	0,252	0,639
ortho-PO4	0,976	0,827	0,000	0,657	0,280	0,580	0,762
NO3	0,470	0,098	0,189	0,146	0,250	0,103	0,170
NH4	0,985	0,799	0,000	0,077	0,035	0,074	0,878
Ca	0,015	0,075	0,000	0,544	0,604	0,050	0,094
Fe	0,052	0,610	0,060	0,407	0,612	0,089	0,121
totaal-P	0,642	0,872	0,000	0,937	0,469	0,460	0,638
totaal-S	0,007	0,142	0,029	0,092	0,024	0,817	0,696

Tabel 12: ANOVA tabel met (interactieve) effecten van temperatuur (T), pH en bodem (B) op oppervlaktewater chemie bij de beëindiging van het experiment. Gegeven zijn P-waarden en de significante verschillen ($P < 0,05$) zijn gemarkeerd.

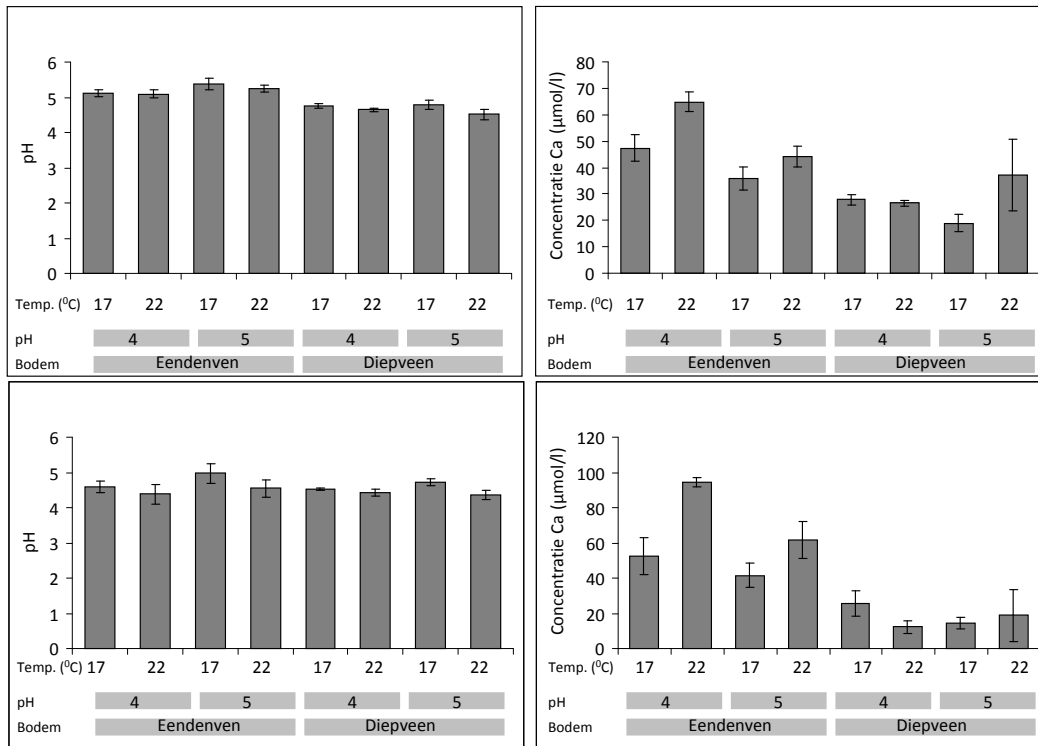
Table 12: ANOVA table with (interactive) effects of temperature (T), pH and soil (B) on surface water chemistry at the end of the experiment. Given are the P values. Significant effects ($P < 0,05$) in bold.

Einde van het experiment (T=12)							
	T	pH	B	pH * T	T * B	pH * B	pH * T * B
pH-lab	0,047	0,209	0,392	0,361	0,763	0,429	0,924
ALK	0,771	0,130	0,750	1,000	0,777	0,615	0,591
E450	0,736	0,994	0,000	0,030	0,837	0,890	0,051
CO2	0,005	0,489	0,028	0,262	0,083	0,369	0,141
ortho-PO4	0,878	0,700	0,718	0,452	0,296	0,477	0,894
NO3	0,051	0,520	0,000	0,301	0,080	0,424	0,217
NH4	0,009	0,084	0,000	0,002	0,000	0,089	0,552
Ca	0,035	0,052	0,000	0,866	0,006	0,111	0,109
Fe	0,272	0,453	0,025	0,382	0,247	0,456	0,783
totaal-P	0,431	0,995	0,283	0,499	0,204	0,368	0,953
totaal-S	0,000	0,888	0,000	0,798	0,003	0,733	0,315



Figuur 13: Zwavelconcentratie ($\pm$ SE) in het bodemwater (links) en oppervlaktewater (rechts) aan het einde van het experiment (T=12 weken).

Figure 13: Average sulphur concentration ($\pm$ SE) in pore water (left) and surface water (right) at the end of the experiment (T=12 weeks).



Figuur 14: Gemiddelde pH en calciumconcentratie ($\pm$ SE) in het bodemwater (boven) en oppervlaktewater (beneden) aan het einde van het experiment ($T=12$ weken).

Figure 14: Average pH and calcium concentration ($\pm$ SE) in pore water (top) and surface water (bottom) at the end of the experiment ($T=12$ weeks).

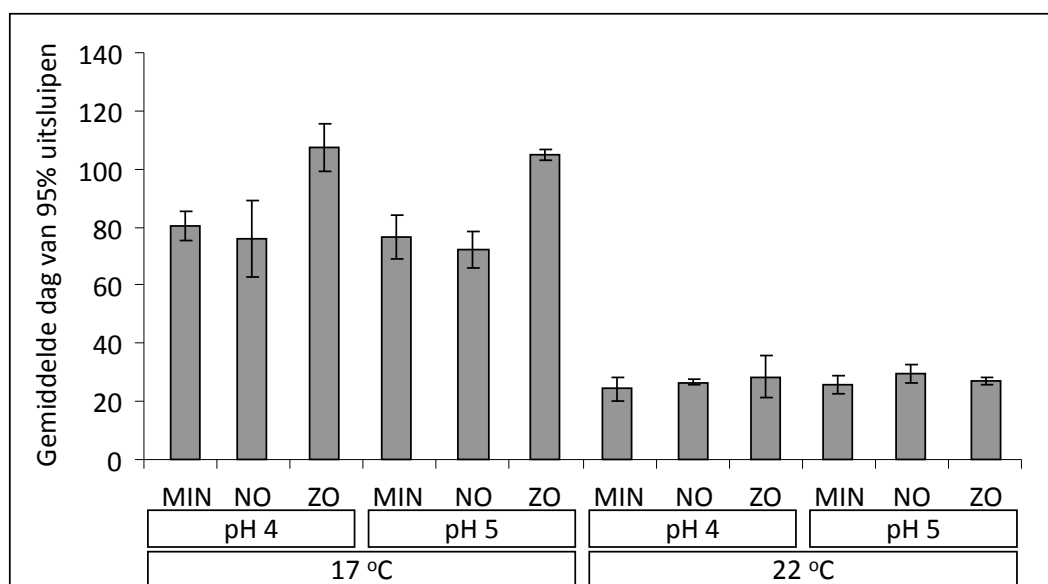
3.2.2 Effecten op overleving, ontwikkeling en groei van bodembewoners

Aan de start van het onderzoek was de hypothese dat zowel een temperatuursverhoging als een afname van de zuurgraad een stimulerend effect konden hebben op de mineralisatiesnelheid van organische bodems. Zoals uit voorgaande paragraaf blijkt is een dergelijke ontwikkeling niet opgetreden in de experimentele opzet. Een tegengestelde ontwikkeling trad zelfs op als gevolg van een temperatuurstoename. De chemische samenstelling van bodem- en oppervlaktewater vertoonde tekenen van een zuurstof toename. In het hieronder beschreven experiment is de onderzocht hoe larven van *Chironomus riparius*, een bodembewonende dansmug, reageert op een afname van zuurgraad en een toename van de watertemperatuur.

In het experiment werden effecten waargenomen van bodem en temperatuur op de ontwikkeling en overleving van de muggenlarven (Tabel 13, Figuur 15 en 16). De pH-behandeling had geen significant effect. Een hogere temperatuur leidde tot een snellere ontwikkeling en een lagere sterfte van de larven. Dit is in tegenspraak met de initiële verwachting, waarbij verwacht werd dat er bij een hogere temperatuur een toename van de mineralisatie op zou treden resulterende in zuurstofstress voor de organismen. Echter deze bevindingen zijn wel consistent met de bevindingen van het voorgaande experiment, waarbij de zuurstofbeschikbaarheid juist leek toe te nemen bij een stijging van de temperatuur. Daar komt nog bij dat de glazen cilinders die gebruikt zijn voor het experiment met de muggenlarven breder en ondieper zijn, dan de cilinders uit het chemische onderzoek. Ook

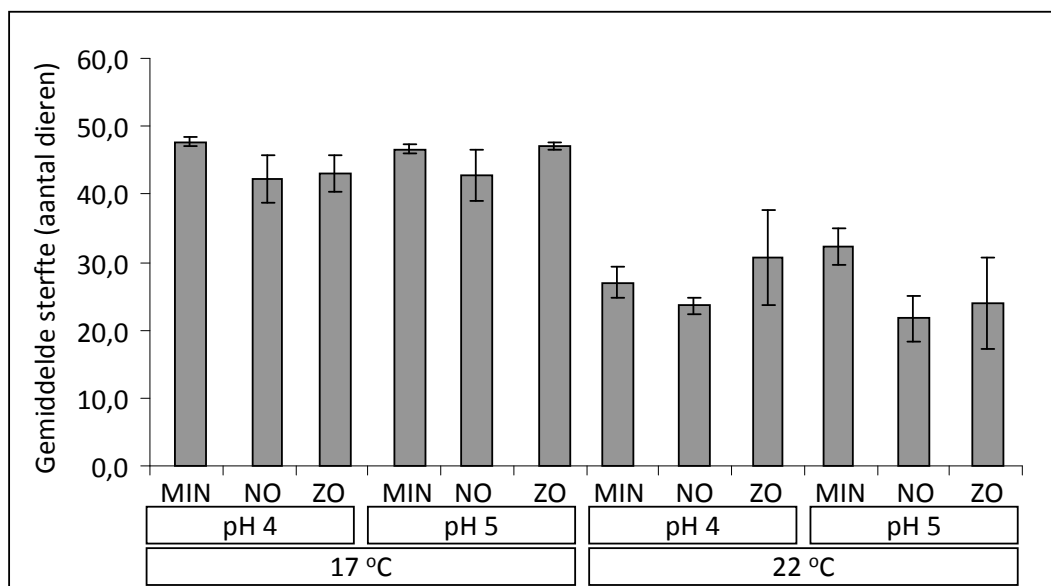
deze andere dimensies (breder, ondieper) zullen een positief effect hebben gehad op de diffusiesnelheid van zuurstof. Het is echter niet zeker dat de waargenomen effecten van temperatuur geheel of volledig zijn toe te schrijven aan de veronderstelde snellere diffusiesnelheid van zuurstof. Dat de ontwikkelingssnelheid van de larven toeneemt bij een temperatuurstijging ligt namelijk voor de hand aangezien het metabolisme van de dieren zal toenemen. Het waargenomen effect op de overleving kan daardoor ook een kanseffect zijn, waarbij door de kortere verblijftijd in het water de kans om in die periode te sterven voor de dieren afneemt.

De verwachte optimale performance van de dansmuggenlarven op de minerale bodem is uitgebleven. De overleving van de larven was zelfs relatief laag op de minerale bodem (Figuur 17). Andere bodemeffecten waren een relatief snelle ontwikkeling en lage sterfte van larven op het bodemmateriaal uit het Diepveen en een langzame ontwikkeling op de bodem uit het Eendenvan. Waardoor deze bodem effecten zijn veroorzaakt is niet duidelijk. Mogelijk speelt ondanks de toevoeging van extra voedsel, in de vorm van gedroogd visvoer, de beschikbaarheid van specifieke voedingsbronnen een rol.



Figuur 15: Gemiddelde ontwikkelingssnelheid ($\pm$ SE) van *Chironomus riparius* bij de verschillende behandelingen. Ontwikkelingssnelheid is uitgedrukt als het aantal dagen waarna 95% van alle nog levende dieren is verpopt en uitgeslopen. MIN: minerale bodem (Grenspoel, Appelscha); NO: organische bodem uit Noord-Nederland (Diepveen, Dwingelo); ZO: organische bodem uit Zuid-Nederland (Eendenvan, Overasselt).

Figure 15: Average development time ($\pm$ SE) of *Chironomid riparius* under different treatments (pH 4 and 5, T 17 and 22 °C). Development time is calculated as the number of days that it took 95% of the surviving larvae to pupate and hatch. MIN: mineral soil (Lake Grenspoel), Appelscha; NO: organic soil (Lake Diepveen, Dwingelo), ZO: organic soil (Lake Eendenvan, Overasselt).



Figuur 16: Gemiddelde sterfte ($\pm$ SE) van *Chironomus riparius* bij de verschillende behandelingen. Sterfte is berekend als het aantal dieren dat niet gemetamorfoseerd en uitgeslopen is. MIN: minerale bodem (Grenspoel, Appelscha); NO: organische bodem uit Noord-Nederland (Diepveen, Dwingelo); ZO: organische bodem uit Zuid-Nederland (Eendenven, Overasselt).

Figure 16: Average mortality ($\pm$ SE) of *Chironomid riparius* under different treatments (pH 4 and 5, T 17 and 22 °C). Mortality is calculated as the number of larvae that did not metamorphose and hatch. MIN: mineral soil (Lake Grenspoel, Appelscha); NO: organic soil (Lake Diepveen, Dwingelo), ZO: organic soil (Lake Eendenven, Overasselt).

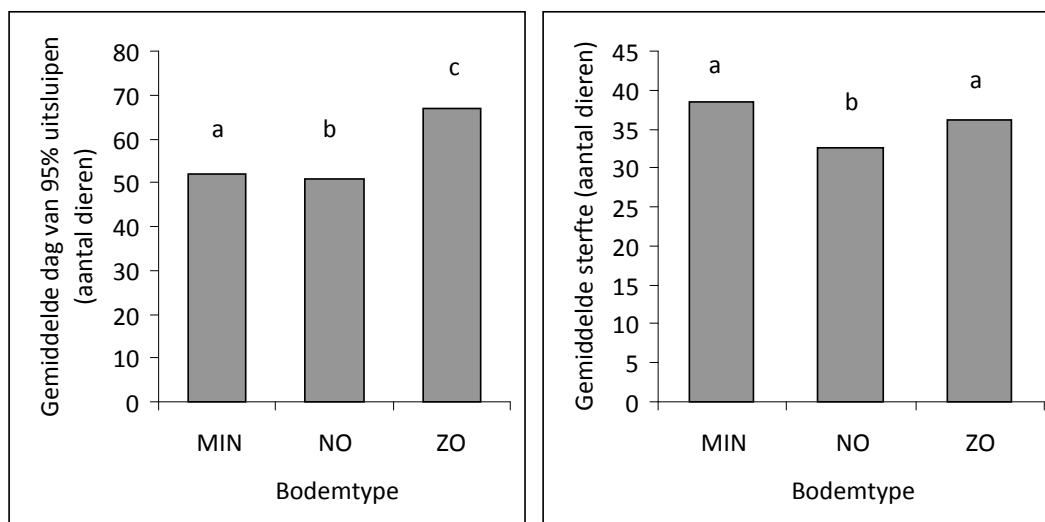
Het effect van bodem en zuurgraad op de groei van larven van *Chironomus riparius* is onderzocht in een extra kort lopend experiment waarbij larven van 14 dagen oud werden toegevoegd aan de diverse pH- en bodembehandelingen. Na 15 dagen werden de overlevende larven verzameld en opgemeten. Wederom was er geen effect waar te nemen van zuurgraad op de ontwikkeling (Tabel 15) en groei (Figuur 18) van de *Chironomus*-larven. De bodembehandeling had geen effect op de relatieve grootte van de larven (Figuur 18), maar wel op de ontwikkelingssnelheid (Tabel 14). De larven die opgroeiden op bodemmateriaal uit het Eendenven waren na 15 dagen verder ontwikkeld dan de larven uit het Diepveen. Dat is vreemde constatering aangezien deze ontwikkelingssnelheid tegengesteld is aan die is waargenomen in het voorgaande experiment waarbij de ontwikkeling werd afgeleid uit het aantal dagen tot uitsluipen. Het is op basis van de beschikbare data niet mogelijk om te achterhalen wat hiervoor de oorzaak is.

Tabel 13: ANOVA tabel met (interactieve) effecten van temperatuur (T), pH en bodem (B) op sterfte en ontwikkelingssnelheid van *Chironomus riparius*. De afzonderlijke behandelingen (baknummers) zijn opgenomen als random factor. Gegeven zijn P-waarden evenals significante verschillen tussen verschillende bodemtypen (Tukey-post hoc test). MIN: minerale bodem (Grenspoel, Appelscha); NO: organische bodem uit Noord-Nederland (Diepveen, Dwingelo); ZO: organische bodem uit Zuid-Nederland (Eendenven, Overasselt).

Table 13: ANOVA table with (interactive) effects of temperature (T), pH and soil (B) on mortality and development time of *Chironomus riparius*. Individual treatments (aquaria) were included as random factor. Given are the P values. Significant effects ($P < 0,05$) in bold. MIN: mineral soil (Lake Grenspoel, Appelscha); NO: organic soil (Lake Diepveen, Dwingelo), ZO: organic soil (Lake Eendenven, Overasselt).

Variabele	Ontwikkeling	Sterfte
T	0,007	0,005
pH	0,638	0,961
B	0,040	0,054
pH * T	0,931	0,186
T * B	0,036	0,848
pH * B	0,937	0,799
pH * T * B	0,937	0,522
Tukey-test Bodem		
MIN	a	a
NO	b	b
ZO	c	a

Ook uit dit experiment komen geen aanwijzingen dat afname van verzuring leidt tot suboptimale opgroeicondities voor bodemorganismen. Naast de eerder genoemde verhoogde zuurstofdiffusie, moet ook een mogelijke verklaring gezocht worden in het gebruikte modelorganisme. *Chironomus riparius* is een soort die bij voorkeur voorkomt in meso- tot eutrofe wateren met een organische bodem met een hoog biologisch zuurstofverbruik (Verberk et al., 2012). Het is dus niet de meest geschikte soort om het optreden van zuurstofstress mee aan te tonen. Idealiter zou daarvoor een veel kritischer soort worden gebruikt. Er is tijdens dit onderzoek meerdere malen geprobeerd om voldoende dieren van een kritische soort te verzamelen. Dat is helaas niet gelukt, daarom is het onderzoek uiteindelijk uitgevoerd met *C. riparius*. Doordat deze soort gemakkelijk op kweek is te houden, wordt deze veel gebruikt voor bioassays. Het is de enige dansmugsoort die op kweek te verkrijgen is. Indien in de toekomst andere soorten, met een lager temperatuuroptimum of een hogere zuurstofbehoefte gemakkelijk te verkrijgen zijn, is het aan te bevelen om deze experimenten te herhalen.



Figuur 17: Gemiddelde ontwikkelingssnelheid (links) en sterfte (rechts) van *Chironomus riparius* op de verschillende bodemtypen. Ontwikkelingssnelheid is uitgedrukt als het aantal dagen waarna 95% van alle nog levende dieren is verpopt en uitgeslopen. Sterfte is berekend als het aantal dieren dat niet gemetamorfoseerd en uitgeslopen is. MIN: minerale bodem (Grenspoel, Appelscha); NO: organische bodem uit Noord-Nederland (Diepveen, Dwingelo); ZO: organische bodem uit Zuid-Nederland (Eendenven, Overasselt).

Figure 17: Average development time (left) and mortality (right) of *Chironomus riparius* on different soil types. Development time is calculated as the number of days that it took 95% of the surviving larvae to pupate and hatch. Mortality is calculated as the number of larvae that did not metamorphose and hatch. MIN: mineral soil (Lake Grenspoel, Appelscha); NO: organic soil (Lake Diepveen, Dwingelo), ZO: organic soil (Lake Eendenven, Overasselt).

Tabel 14: Ontwikkeling van *Chironomus riparius* larven in een periode van 15 dagen bij verschillende bodems en een temperatuur van 22 °C. Kleine letters (^a, ^b en ^c) geven significante verschillen weer (χ^2 -toets). MIN: minerale bodem (Grenspoel, Appelscha); No: organische bodem uit Noord-Nederland (Diepveen, Dwingelo); Zo: organische bodem uit Zuid-Nederland (Eendenven, Overasselt).

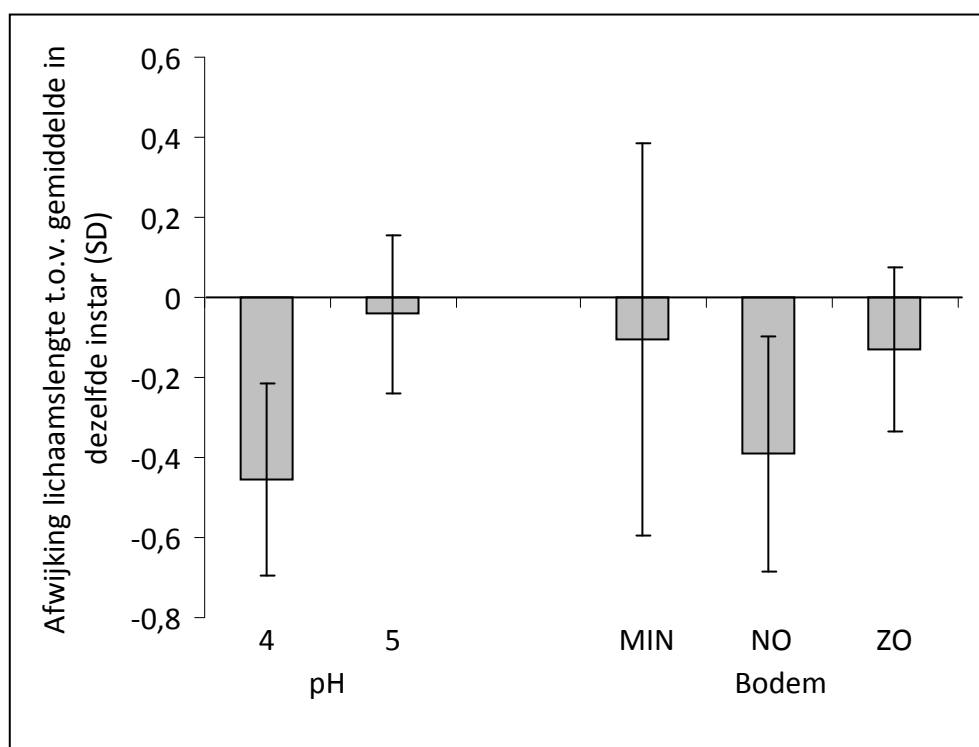
Table 14: Development of *Chironomus riparius* over a period of 15 days on different soil type at a temperature of 22 °C. Small letters (^a, ^b en ^c) indicate significant differences (χ^2 -toets). MIN: mineral soil (Lake Grenspoel, Appelscha); NO: organic soil (Lake Diepveen, Dwingelo), ZO: organic soil (Lake Eendenven, Overasselt).

Instar	Start	MIN ^{ab}	No ^a	Zo ^b
II	30	0	0	0
III	23	3	9	6
IV	0	2	2	18

Tabel 15: Ontwikkeling van *Chironomus riparius* larven in een periode van 15 dagen bij pH 4 en 5 en een temperatuur van 22 °C. Kleine letters (^{a en b}) geven significante verschillen weer (χ^2 -toets).

Table 15: Development of *Chironomus riparius* over a period of 15 days under pH 4 and 5 at a temperature of 22 °C. Small letters (^{a, b en c}) indicate significant differences (χ^2 -toets).

Instar	Start	4 ^a	5 ^a
II	30	0	0
III	23	9	9
IV	0	6	16



Figuur 18: Lichaamslengte na 15 dagen bij verschillende behandelingen (pH, bodem). Uitgezet is de gemiddelde afwijking van de lichaamslengte ten opzichte van andere larven van hetzelfde larvale stadium. De lengteafwijking is vervolgens gedeeld door de standaarddeviatie van de lengteverdeling in het betreffende larvale stadium. Daardoor zijn alle waarden gestandaardiseerd en onderling vergelijkbaar. Verschillen tussen de behandelingen waren niet significant (one-way ANOVA, $P < 0,05$). MIN: minerale bodem (Grenspoel, Appelscha); NO: organische bodem uit Noord-Nederland (Diepveen, Dwingelo); ZO: organische bodem uit Zuid-Nederland (Eendenven, Overasselt).

Figure 18: Body length after 15 days under different treatments (pH, soil). Given is the average deviation of body length compared to other larvae of the same instar. Deviation in body length is divided by the standard deviation in order to standardise the measures and allow between instar comparisons. Observed differences were not significant different. (one-way ANOVA, $P < 0,05$).

3.3 Samenvatting en conclusies

Niet alleen de hoeveelheid neerslag zal veranderen als gevolg van klimaatverandering, ook de temperatuur van het water zal toenemen. Dit kan in theorie gevolgen hebben voor de mineralisatiesnelheid van organische stof. Ook de recente afname van verzurende depositie heeft in potentie een stimulerend effect op afbraakprocessen. Mineralisatie van organische stof kan leiden tot zuurstofstress voor bodembewonende fauna en slechte groeicondities voor helofyten, zoals Snavelzegge. In een veldstudie en enkele experimenten is onderzocht of deze mechanismen optreden.

Uit de veldstudie blijkt dat snavelzeggenbegroeiingen een belangrijk habitat zijn voor een groot aantal zoetwaterongewervelden, waaronder een aantal sterk bedreigde soorten. De maximale waterdiepte waarbij de zeggen wortelen lijkt te worden bepaald door de beschikbaarheid van stikstof (ammonium) in de wortelzone. Echter de biologische afbraak van veenbodems en de daaruit voortkomende gereduceerde bodem lijken niet van invloed op de groeiwijze van de planten. De omvang/intensiteit van de veldstudie was onvoldoende om de optimale groeiomstandigheden voor snavelzeggen in beeld te brengen. Dit blijft een belangrijk kennishiaat voor de ontwikkeling van soortenrijke helofytenzones.

Met een multivariate analyse is het voorkomen van bodembewonende fauna gekoppeld aan bodemchemische condities. Daaruit bleek dat de samenstelling van de bodemgemeenschap correleert met parameters (redoxpotentiaal, ammonium, fosfaat, alkaliniteit en ijzer) die samen kunnen hangen met de afbraak van bodemmateriaal. Dat is een indicatie dat mineralisatieprocessen een belangrijke rol spelen in het leven van bodemorganismen.

In een aantal experimenten is onderzocht of deze mineralisatiesnelheid wordt gestimuleerd door afgenomen verzuring en/of opwarming van het water. Verwacht werd dat dit zou leiden tot lage zuurstofconcentraties en bruinkleuring van het water. Daarnaast is onderzocht wat daarvan de effecten zijn op een bodembewonende dansmuggensoort. Tijdens geen enkele van de experimenten bleken verhoging van temperatuur of pH een effect te hebben op afbraak van organisch materiaal en bruinkleuring en stijging van de kooldioxideconcentratie van het water bleef uit. Wel leidde een temperatuursverhoging tot een hogere oxidatie van zwavelverbindingen, waardoor bodem- en oppervlaktewater verzuurden. Hierdoor werd calcium vrijgemaakt van het bodemabsorptiecomplex. Ook nam door nitrificatie de concentratie nitraat toe en ammonium af. Oorzaak voor dit temperatuurseffect moet gezocht worden in het sneller verlopen van microbiële oxidatieprocessen. Daarnaast is het aannemelijk dat door een hogere diffusiesnelheid meer zuurstof de bodem bereikt wat oxidatie van zwavel en ammonium versterkt.

De pH-behandelingen bleken geen effect te hebben op de groei en ontwikkeling van de bestudeerde dansmug, *Chironomus riparius*. Een temperatuursverhoging leidde tot een snellere ontwikkeling en een hogere overleving van de larven. Deze observatie is tegengesteld aan de initiële verwachting, maar consistent met de waargenomen toename van chemische oxidatieprocessen.

De bevindingen van het onderzoek geven geen aanleiding voor extra beheersmaatregelen om de effecten van opwarming van het water en afgenomen verzuring te mitigeren.

4 Effecten van peilfluctuaties op venoevers

4.1 Droogvalexperiment

Het effect van droogval werd onderzocht bij bodems uit het zwak gebufferde Beuven en zure Eendenvén. In het najaar van 2011 werden de bodemkolommen voor het experiment verzameld en in Tabel 16 staat de oppervlaktewaterkwaliteit van beide vennen gegeven. In vergelijking tot het Eendenvén is het oppervlaktewater van het Beuven minder zuur, wat meer gebufferd (bicarbonaat en calcium) en beduidend voedselarmer. Het Eendenvén is met een pH van 5,3 wat minder zuur dan verwacht. In juni 2008 werd in het Eendenvén nog een pH gemeten van 4,4 (Lucassen & Smolders, 2008). Deze pH stijging is mogelijk het resultaat van de antiverdrogingsmaatregelen (kappen dennen) die recentelijk in de Hatertse en Overasseltse vennen zijn uitgevoerd, waardoor er minder verzuring optreedt als gevolg van verdroging in het vennengebied. In Tabel 17 staan enkele belangrijke bodemchemische variabelen van beide venbodemtypen gegeven. De bodem uit het Beuven bestaat uit een minerale zandbodem met een lage organische stofconcentratie en is P-arm. De bodem uit het Eendenvén is rijker aan organisch materiaal, maar ook aan ijzer, fosfor en zwavel. Het sapropelium dat na iedere droogvalcyclus aan de kolommen werd toegevoegd bestaat voor ca. 36% uit organisch materiaal en is relatief rijk aan ijzer en zwavel door de aanwezigheid van gereduceerde ijzerzwavelverbindingen (Tabel 17).

Tabel 16: Chemische samenstelling van het oppervlaktewater van het Beuven en Eendenvén. Monsters werden verzameld tijdens het verzamelen van de bodemkolommen in november/december 2011. Concentraties zijn weergegeven in μmol per liter.

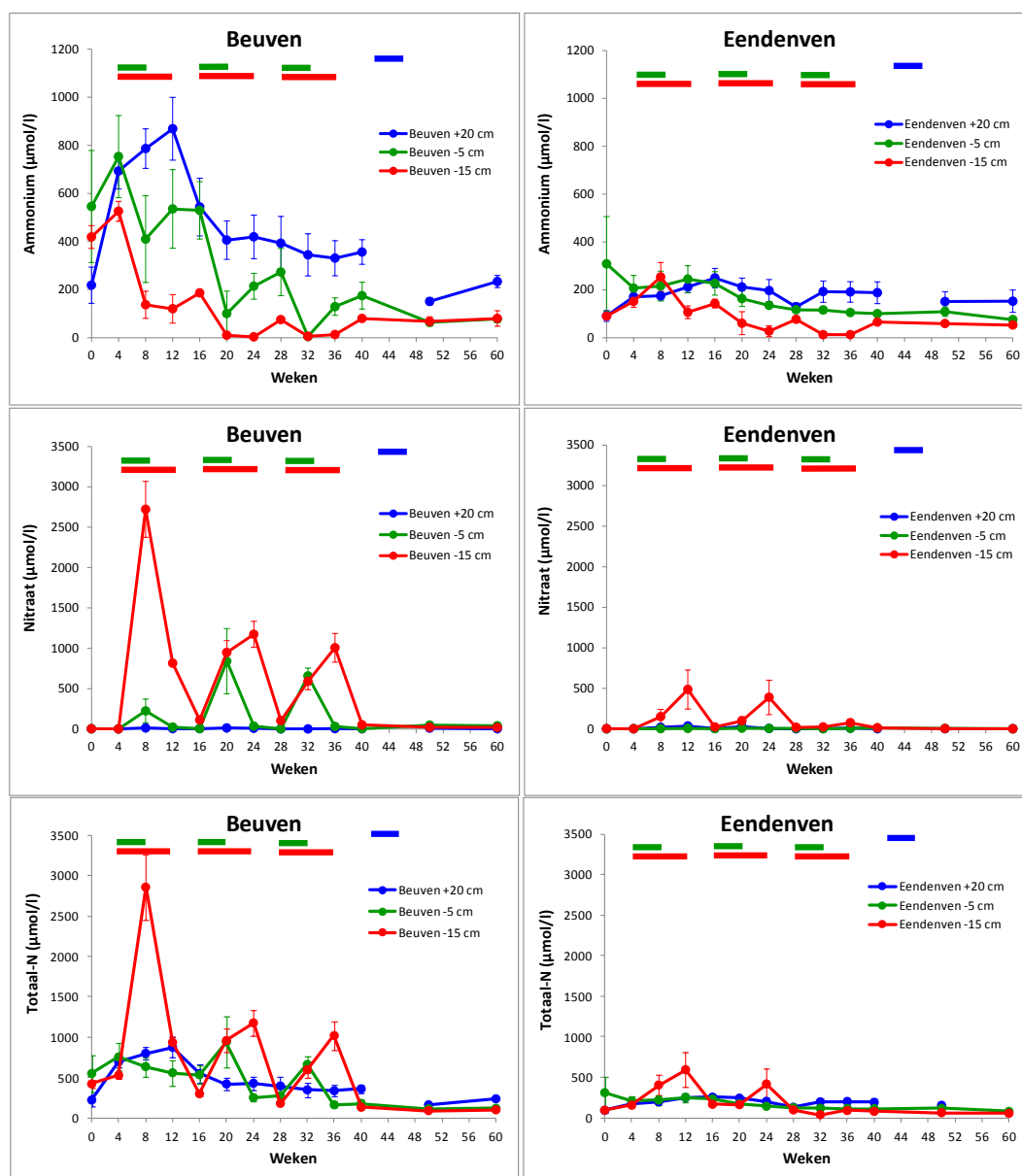
Table 16: Surface water chemistry of lake Beuven and Eendenvén. Samples were taken in November/December 2011. Concentrations are given in μmol per litre.

	pH	Alkaliniteit $\mu\text{eq/l}$	CO ₂ $\mu\text{mol/l}$	HCO ₃ $\mu\text{mol/l}$	NO ₃ $\mu\text{mol/l}$	NH ₄ $\mu\text{mol/l}$	PO ₄ $\mu\text{mol/l}$	K $\mu\text{mol/l}$	Ca $\mu\text{mol/l}$	S $\mu\text{mol/l}$
Beuven	5,83	102	184	51	1,9	5,1	0,2	31	81	79
Eendenvén	5,27	106	158	12	3,5	79	2,5	19	11	37

Tabel 17: Vochtpercentage, organische stof (OS) concentratie (% van droge bodemmassa), soortelijke massa en de totale concentraties van enkele belangrijke bodemchemische variabelen van de gebruikte venbodems en sapropelium (organisch materiaal). Bodemonsters werden in het veld verzameld en geven een indicatie van de uitgangssituatie van de bodemchemie bij de start van het experiment. Concentraties zijn weergegeven per liter bodemvolume.

Table 17: Water content, organic matter content (OS; on a dry weight basis), bulk density and total concentrations of several relevant chemical characteristics of the lake soils. Samples were taken on location and give an indication of the soil chemistry at the start of the experiment. Concentrations are given per litre soil volume.

	Vocht %	OS %	Soortelijke massa g DW/l vers	Ca mmol/l	Fe mmol/l	K mmol/l	Mg mmol/l	P mmol/l	S mmol/l	Olsen-P $\mu\text{mol/l}$
Beuven	22,7	1,3	1406	2,37	2,85	1,6	1,33	0,71	0,6	185
Eendenven	32,1	4,8	1181	3,21	4,04	2,26	2,61	1,88	9,3	272
Sapropelium	74,8	35,7	292	8,11	7,52	0,89	3,14	1,97	20,6	161



Figuur 19: Verloop van de ammonium- (boven), nitraat- (midden) en totale anorganisch stikstofconcentratie (onder) in het poriewater van de bodemkolommen uit het Beuven (links) en Eendenvan (rechts) bij drie verschillende droogvalregimes. Weergegeven zijn gemiddelde concentraties ($n = 3$) en standaardfout. De periode van droogval is weergegeven met de groene (4 weken -5 cm) en rode (8 weken -15 cm) horizontale balken boven de grafieken. Na drie droogvalperioden werd het waterpeil bij de permanent natte behandeling (+20 cm) nog gedurende 4 weken verlaagd tot -10 cm (weergegeven met de blauwe horizontale balk bovenaan de grafiek). Om de twee verschillende venbodentypen te kunnen vergelijken is de schaal van de y-as voor beide vennen gelijk.

Figure 19: Pore water ammonium (top), nitrate (middle) and total inorganic nitrogen (bottom) concentrations of the soil cores from lake Beuven (left) and Eendenvan (right), at three different water level regimes. Given are means with standard errors. Dry periods are indicated with a green (4 weeks -5 cm) or red (8 weeks -15 cm) horizontal line at the top of the figures. At the end of three dry periods the water level of the permanent inundated treatment (+20 cm) was lowered to -10 cm during 4 weeks (indicated with the blue horizontal line). In order to compare the two soil types, the scale of the y-axis are similar for both types.

In Figuur 19 staat het verloop van de concentratie ammonium en nitraat in het poriewater weergegeven. Bij aanvang van het experiment (week 0; nulmeting) is er, vooral bij de bodems uit het Beuven, reeds enige variatie in de concentratie ammonium in het poriewater aanwezig. Deze verschillen berusten op toeval aangezien de behandelingen random over de kolommen verdeeld zijn, maar blijkbaar is de bodem ter plekke vrij heterogeen van samenstelling. De concentratie ammonium in de meer minerale bodem uit het Beuven is met gemiddeld $394 \mu\text{mol NH}_4/\text{l}$ beduidend hoger dan in de meer organische bodem uit het Eendenvan ($163 \mu\text{mol NH}_4/\text{l}$). De ammoniumconcentraties in het poriewater in het Beuven zijn veel hoger dan concentraties die in het veld gemeten werden op een locatie met een vergelijkbare minerale bodem (ca. $50 \mu\text{mol/l}$, Spierenburg et al., 2012). Tijdens de acclimatisatieperiode van ca. 3 weken is er blijkbaar veel ammonium vrijgekomen. De bodems zijn gedurende deze periode permanent nat gebleven, maar zijn wel van een lage buitentemperatuur naar een klimaatcel verhuisd met een constante temperatuur van 22°C . Waarschijnlijk is onder invloed van deze sterke temperatuurstijging (vers) organisch materiaal gemineraliseerd waarbij ammonium is vrijgekomen. Ook verstoring van de bodem kan enig effect hebben gehad. In het Eendenvan zijn voor de aanvullende veldstudie poriewatermonsters verzameld en de ammoniumconcentratie is wel vergelijkbaar (ca. $140 \mu\text{mol/l}$) met de concentraties die gemeten werden bij aanvang van het experiment. Het poriewater bevat bij aanvang van het experiment vrijwel geen nitraat (Figuur 19).

Tijdelijke droogval blijkt een sterker effect te hebben op de bodems uit het Beuven dan op de bodems uit het Eendenvan (Figuur 19) en hieronder worden de effecten eerst per type venbodem besproken, waarna de belangrijkste resultaten worden geïntegreerd in een concluderende paragraaf.

4.1.1 Beuven

Droogval tot 5 en 15 cm onder het bodemoppervlak leidt, zoals verwacht, tot een afname van de ammoniumconcentratie in het poriewater en een toename van de nitraatconcentratie (Figuur 19). De stijging van de nitraatconcentratie is groter dan de daling van de ammoniumconcentratie, zodat de totale concentratie anorganisch stikstof (ammonium + nitraat) bij droogval stijgt

(Figuur 19). Droogval resulteert bij zowel -5 als -15 cm tot een significante afname van de ammoniumconcentratie in het poriewater. De toename van nitraat bij droogval is alleen significant bij droogval tot -15 cm (Tabel 18). Tijdens een periode van droogval dringt zuurstof verder in de bodem door waarbij ammonium kan worden geoxideerd (nitrificatie) tot nitraat. Hoe langer deze periode van droogval duurt en hoe dieper het waterpeil kan wegzakken, hoe meer ammonium wordt geoxideerd tot nitraat (Figuur 19 en Tabel 18). Bij de -15 cm behandeling is de nitraatpiek tijdens de eerste droogvalperiode met ca. 2700 $\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$ beduidend hoger dan tijdens de tweede en derde droogvalperiode (ca. 1000 $\mu\text{mol NO}_3/\text{l}$; Figuur 19). Gedurende de eerste droogvalperiode was de concentratie ammonium in de bodem hoger (Figuur 19) dan tijdens de twee opvolgende droogvalperiodes, zodat er minder ammonium tot nitraat werd geoxideerd. Dat tijdens droogval de nitraatconcentratie in bodems uit het Beuven sterk toeneemt, werd ook gevonden bij een droogval experiment op microschaal waarbij aan het einde van 8 weken droogval de nitraatconcentratie in het poriewater van 10 Beuvenbodems was opgelopen tot gemiddeld 2400 $\mu\text{mol/l}$ (Lucassen, 2012; Westendorp et al., 2012). Uit ditzelfde onderzoek blijkt dat droogval van zandige bodems (0-5 % organisch stof) altijd leidt tot een hogere concentratie nitraat en bijna altijd tot een hogere concentratie ammonium in het poriewater.

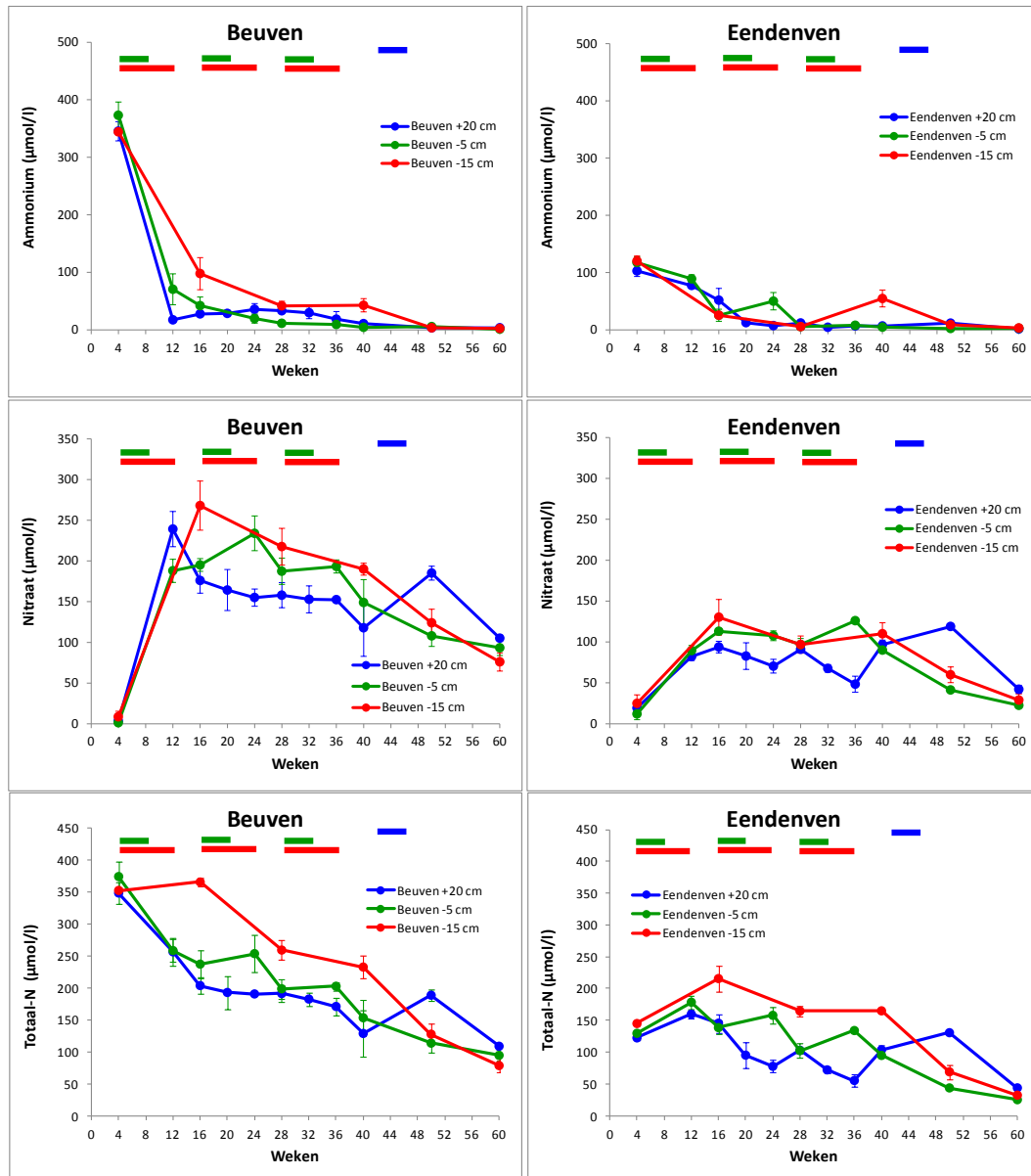
Bij de -5 cm behandeling is de eerste nitraatpiek juist wat lager dan de twee opvolgende pieken (Figuur 19). Dit wordt zeer waarschijnlijk veroorzaakt door de mate van droogval, aangezien ook bij deze behandeling de ammoniumconcentratie in het poriewater gedurende het experiment afneemt en dan lagere nitraatpieken worden verwacht. Bij de start van een droogvalperiode werden de kolommen grotendeels leeggepompt waarbij werd voorkomen dat er bodemmateriaal werd afgevoerd. Bij de eerste keer leegpompen werd iets voorzichter te werk gegaan waardoor er wat meer water op de bodem is blijven staan en het langer duurde voordat het niveau van 5 cm onder het bodemoppervlak via verdamping werd bereikt. Bij de twee volgende droogvalperiodes werd meer water weggepompt waardoor sneller het gewenste peil werd bereikt en de daadwerkelijke periode van droogval iets langer is geweest.

Tabel 18: Resultaten van de statistische analyse van de effecten van droogvalbehandeling, venbodetype, verloop in de tijd en de interactie tussen venbodetype en droogvalbehandeling op de chemische samenstelling van het poriewater en de waterlaag. Gegevens zijn geanalyseerd met een GLM voor herhaalde waarnemingen en een Tukey post-hoc test, na log transformatie van de data. Behandelingen die significant verschillen ($P < 0,05$) zijn weergegeven met verschillende letters. - = niet significant, * = $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ en $P \leq 0,001$.

Table 18: Statistical analysis of the effects of water level regime (treatment), soil type, time and the interaction between soil type and water level treatment, on the chemical composition of pore water and surface water. Log-transformed data were analysed with a GLM for repeated measures and a Tukey post-hoc test. Different letters indicate significant differences between treatments ($P < 0.05$). - = not significant, * = $P \leq 0.05$, $P \leq 0.01$ en $P \leq 0.001$.

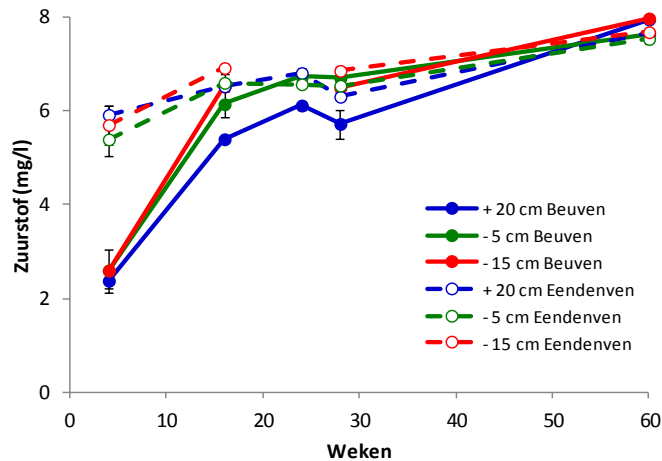
Effect	pH	Alkaliniteit	CO2	NO3	NH4	o-PO4	Ca	Fe	S
<i>Poriewater</i>									
Behandeling	***	**	-	***	***	**	***	*	***
Venbodetype	***	***	***	*	-	***	***	-	-
Tijd	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Bodetype x behandeling	-		*	*	-	-	-	**	-
Behandeling + 20 cm (A)	a	a	a	a	a	a	a	ab	a
Behandeling - 5 cm (B)	b	a	a	a	b	a	a	a	a
Behandeling C - 20 cm (C)	c	b	a	b	c	b	b	b	b
<i>Waterlaag</i>									
Behandeling	-	-	-	-	***	-	*	-	***
Venbodetype	***	***	-	*	-	***	***	-	-
Tijd	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Bodetype x behandeling	-	-	-	-	-	-	*	-	**
Behandeling + 20 cm (A)	a	a	a	a	b	a	a	a	a
Behandeling - 5 cm (B)	a	a	a	a	a	a	ab	a	b
Behandeling C - 20 cm (C)	a	a	a	a	c	a	b	a	c

Permanente inundatie leidt gedurende de eerste 12 weken van het experiment tot een accumulatie van ammonium in het poriewater tot ca. 800 $\mu\text{mol/l}$, maar na 12 weken neemt de concentratie ammonium geleidelijk af. Na 12 weken werd de waterlaag voor de eerste keer verversd met stikstofhoudend water (100 $\mu\text{mol NH}_4\text{NO}_3$), waarbij relatief veel nitraat werd afgevoerd (Figuur 20). Het waterpeil in de permanent natte kolommen werd in week 42 verlaagd tot 10 cm onder het bodemoppervlak gedurende 4 weken. Droogval resulteert ook in deze kolommen dan tot een afname van de ammoniumconcentratie, maar daarna neemt de concentratie weer geleidelijk toe (Figuur 19). Bij permanente inundatie is er geen nitraat in het poriewater aanwezig. Er zijn helaas geen metingen van de ammonium- en nitraatconcentratie aan het einde van de droogvalperiode in week 46, omdat deze monsters (tijdelijk) zijn zoekgeraakt. Gezien de afname van de ammoniumconcentratie in week 50 (4 weken na hervernatting) is de verwachting dat er, net als bij de twee droogvalbehandelingen, wel een nitraatpiek is geweest.



Figuur 20: Verloop van de ammonium- (boven), nitraat- (midden) en totale anorganisch stikstofconcentratie (onder) in de waterlaag boven de bodemkolommen uit het Beuven (links) en Eendenvan (rechts) bij drie verschillende droogvalregimes. Weergegeven zijn gemiddelde concentraties ($n = 3$) en standaardfout. De periode van droogval is weergegeven met de groene (4 weken -5 cm) en rode (8 weken -15 cm) horizontale balken boven de grafieken. Na drie droogvalperioden werd het waterpeil bij de permanent natte behandeling (+20 cm) nog gedurende 4 weken verlaagd tot -10 cm (weergegeven met de blauwe horizontale balk bovenaan de grafiek). Om de twee verschillende venbodemtypen te kunnen vergelijken is de schaal van de y-as voor beide vennen gelijk.

Figure 20: Surface water ammonium (top), nitrate (middle) and total inorganic nitrogen (bottom) concentrations of soil cores from lake Beuven (left) and Eendenvan (right,) at three different water level regimes. Given are means with standard errors. Dry periods are indicated with a green (4 weeks -5 cm) or red (8 weeks -15 cm) horizontal line at the top of the figures. At the end of three dry periods, the water level of the permanent inundated treatment (+20 cm) was lowered to -10 cm during 4 weeks (indicated with the blue horizontal line). In order to compare the two soil types, the scale of the y-axis are similar for both types.

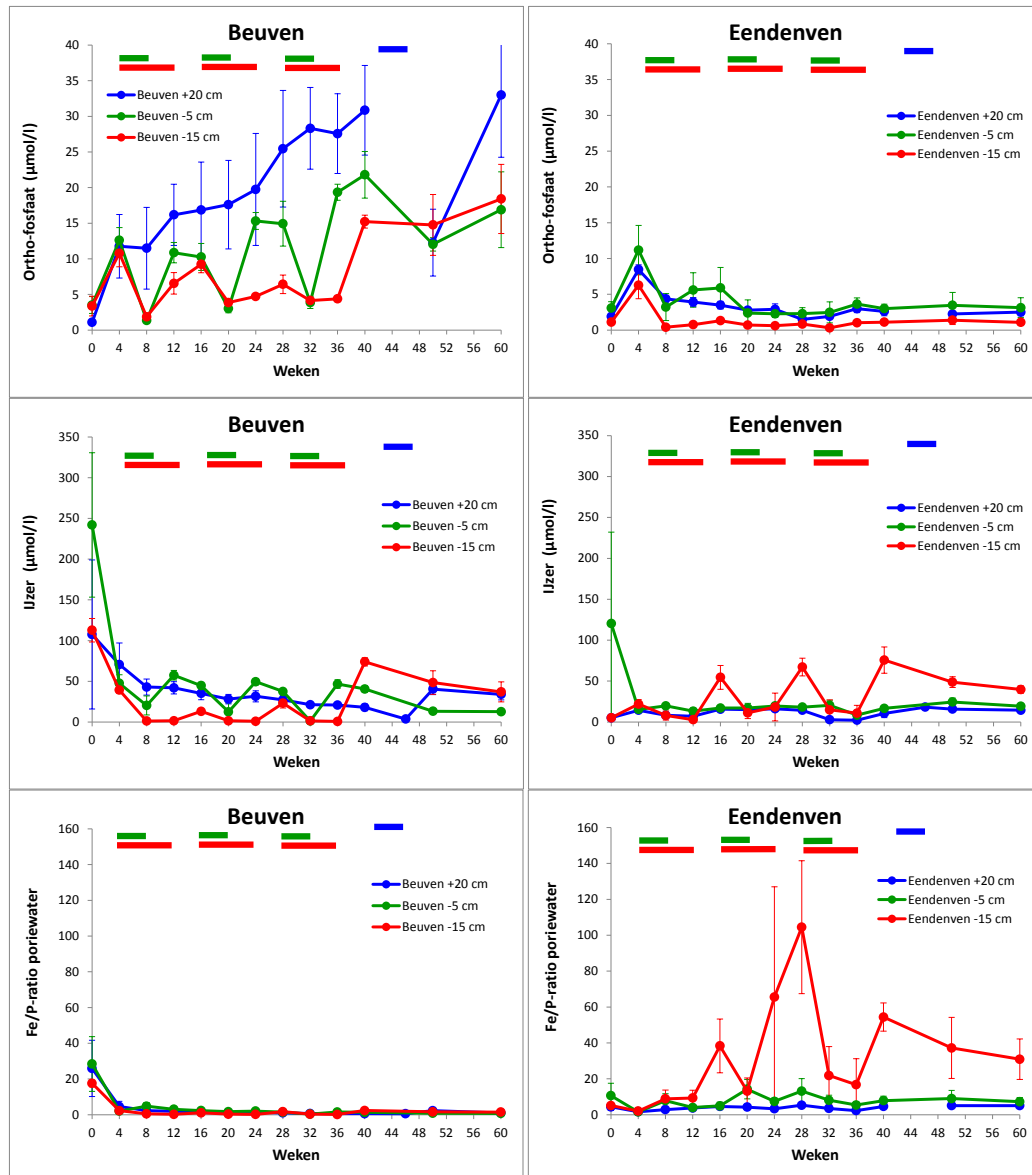


Figuur 21: Verloop van de zuurstofconcentratie in de waterlaag op 3 cm boven de venbodems uit het Beuven en Eendenven bij drie verschillende droogvalregimes. Weergegeven zijn gemiddelde concentraties ($n = 3$) $\pm$ standaardfout. In week 24 was er nog geen waterlaag aanwezig bij de - 15 cm behandeling. Droogval heeft geen effect op de zuurstofconcentratie in de waterlaag, maar de beide venbodemtypen verschillen wel significant ($P < 0,001$: GLM voor herhaalde waarnemingen).

Figure 21: Water layer oxygen concentrations (mean $\pm$ SE; $n = 3$) measured 3 cm above the surface of soil cores from lake Beuven and Eendenven, at three water level regimes. In week 24 there was no water layer present at the -15 cm treatment. The water level regime had no significant effect, but soil type had a significant effect on the oxygen concentrations of the water layer ($P < 0.001$: GLM for repeated measures).

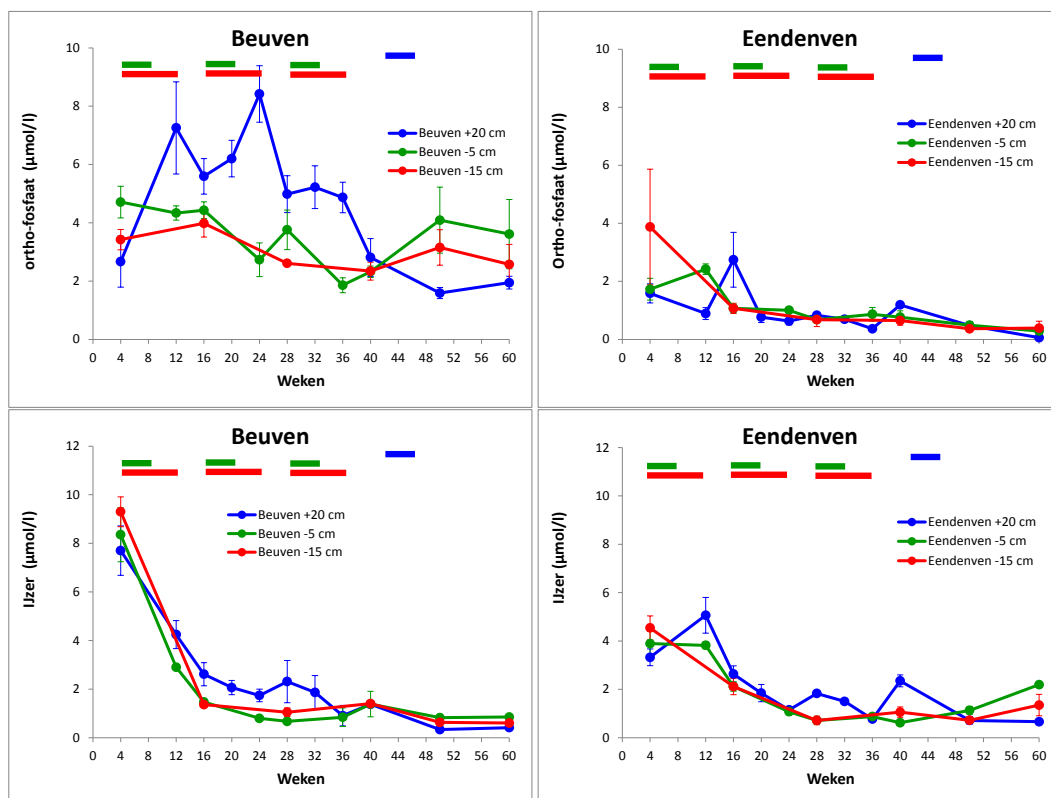
In de waterlaag boven de bodemkolommen is 4 weken na de start van het experiment geen nitraat aanwezig en ca. 350 $\mu\text{mol/l}$ ammonium (Figuur 20). Na de eerste droogvalperiode is de concentratie ammonium sterk afgenomen en de nitraatconcentratie toegenomen, dit proces vindt zowel plaats bij de droogvallende kolommen als de permanent natte kolommen. Netto is de concentratie anorganisch stikstof in de waterlaag na de eerste droogvalperiode bij alle behandelingen afgenomen (Figuur 20). Ammonium in de waterlaag wordt blijkbaar geoxideerd tot nitraat. In vergelijking tot de veldsituatie zijn de zuurstofconcentraties in een experimentele opstelling vaak hoger. Tijdens het experiment is op een aantal tijdstippen de zuurstofconcentratie in de waterlaag op 3 cm boven de bodem gemeten. De zuurstofconcentratie neemt gedurende het experiment toe van ca. 2,5 mg/l tot 8 mg/l. Deze toename vindt bij alle behandelingen plaats, maar de zuurstofconcentratie neemt sneller toe bij de droogvalbehandelingen (Figuur 21). De toplaag van de bodem bij de permanent natte bodemkolommen zal onder deze omstandigheden geoxideerd blijven, waardoor een aantal processen die bij anaërobie van de bodem niet of minder sterk zullen optreden (zie later).

De effecten van droogval op de ammonium- en nitraatconcentratie van de waterlaag zijn beperkt (Figuur 21) en droogval heeft alleen een significant effect op de ammoniumconcentratie in de waterlaag (Tabel 18). De ammoniumconcentratie in de waterlaag is significant lager bij de -5 cm behandeling en significant hoger bij de -15 cm behandeling (ten opzichte van de permanent natte behandeling). Een duidelijke verklaring hiervoor kan niet gegeven worden. De toename van de nitraatconcentratie bij de permanent natte kolommen in week 50 wordt veroorzaakt doordat alleen bij deze behandeling de kolommen in week 46 zijn aangevuld met stikstofhoudend water en sapropelium.



Figuur 22: Verloop van de ortho-fosfaat- (boven), ijzerconcentratie (midden) en Fe/P-ratio (onder) in het poriewater van de bodemkolommen uit het Beuven (links) en Eendenven (rechts) bij drie verschillende droogvalregimes. Weergegeven zijn gemiddelde concentraties ($n = 3$) en standaardfout. De periode van droogval is weergegeven met de groene (4 weken -5 cm) en rode (8 weken -15 cm) horizontale balken boven de grafieken. Na drie droogvalperioden werd het waterpeil bij de permanent natte behandeling (+20 cm) nog gedurende 4 weken verlaagd tot -10 cm (weergegeven met de blauwe horizontale balk bovenaan de grafiek). Om de twee verschillende venbodemtypen te kunnen vergelijken is de schaal van de y-as voor beide vennen gelijk.

Figure 22: Pore water ortho-phosphate (top) and iron concentrations (middle), and Fe/P-ratio (bottom) of the soil cores from lake Beuven (left) and Eendenven (right), at three different water level regimes. Given are means with standard errors. Dry periods are indicated with a green (4 weeks -5 cm) or red (8 weeks -15 cm) horizontal line at the top of the figures. At the end of three dry periods the water level of the permanent inundated treatment (+20 cm) was lowered to -10 cm during 4 weeks (indicated with the blue horizontal line). In order to compare the two soil types, the scale of the y-axis are similar for both types.

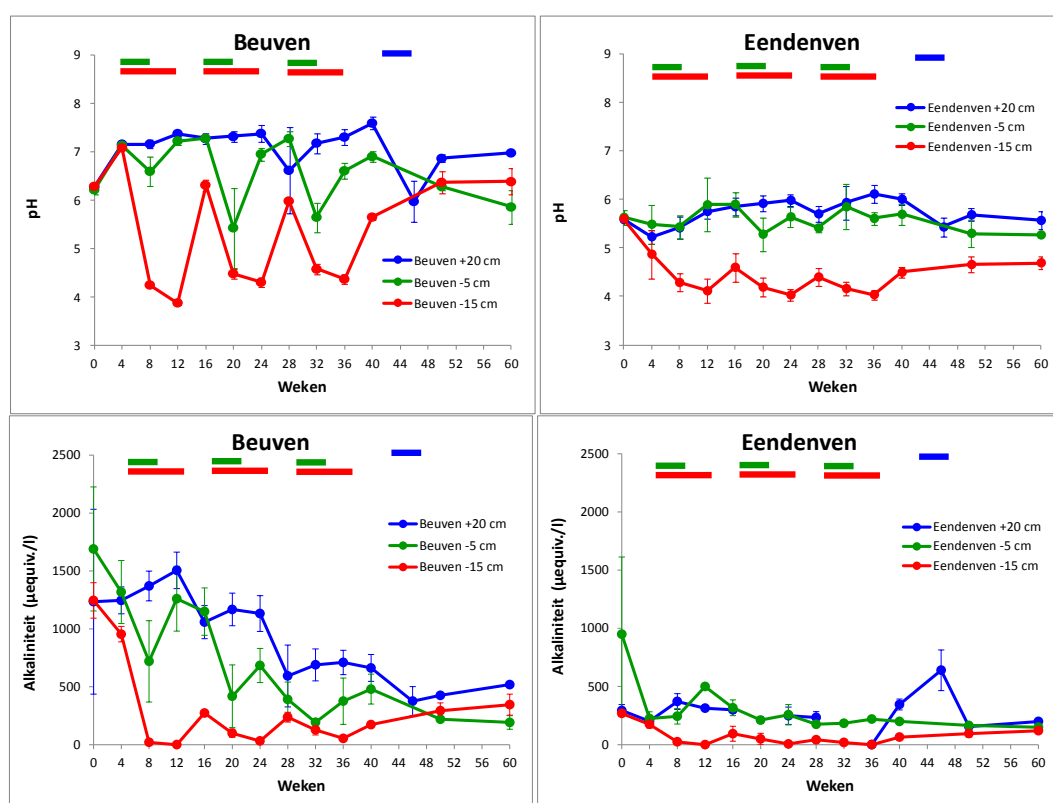


Figuur 23: Verloop van de ortho-fosfaat- (boven) en ijzerconcentratie (onder) in de waterlaag boven de bodemkolommen uit het Beuven (links) en Eendenvan (rechts) bij drie verschillende droogvalregimes. Weergegeven zijn gemiddelde concentraties ($n = 3$) en standaardfout. De periode van droogval is weergegeven met de groene (4 weken -5 cm) en rode (8 weken -15 cm) horizontale balken boven de grafieken. Na drie droogvalperiodes werd het waterpeil bij de permanent natte behandeling (+20 cm) nog gedurende 4 weken verlaagd tot -10 cm (weergegeven met de blauwe horizontale balk bovenaan de grafiek). Om de twee verschillende venbodentypen te kunnen vergelijken is de schaal van de y-as voor beide vennen gelijk.

Figure 23: Surface water ortho-phosphate (top) and iron concentrations (middle), and Fe/P-ratio (bottom) of the soil cores from lake Beuven (left) and Eendenvan (right), at three different water level regimes. Given are means with standard errors. Dry periods are indicated with a green (4 weeks -5 cm) or red (8 weeks -15 cm) horizontal line at the top of the figures. At the end of three dry periods the water level of the permanent inundated treatment (+20 cm) was lowered to -10 cm during 4 weeks (indicated with the blue horizontal line). In order to compare the two soil types, the scale of the y-axis are similar for both types.

Onder permanent natte omstandigheden neemt de concentratie ortho-fosfaat in het poriewater geleidelijk toe (Figuur 22). In kalkarme bodems speelt ijzer een belangrijke rol bij de binding van fosfaat. Onder permanent natte omstandigheden kan bij een voldoende lage redoxpotentiaal ijzerreductie plaatsvinden waardoor het fosfaatbindende vermogen van de bodem afneemt en de concentratie fosfaat in het poriewater, en via nalevering ook in de waterlaag, toeneemt. Dit proces is grotendeels verantwoordelijk voor de waargenomen geleidelijke toename van fosfaat in het poriewater. Na iedere droogvalcyclus wordt relatief P-rijk organisch materiaal via het sapropelium (Tabel 17) toegevoegd en ook de afbraak van organisch materiaal zal hebben bijgedragen aan de toename van fosfaat. Bij de droogvalbehandelingen neemt

de concentratie fosfaat tijdens droogval sterk af, waarna het onder natte omstandigheden weer geleidelijk toeneemt. Bij droogval wordt gereduceerd ijzer (Fe^{2+}) geoxideerd tot driewaardig ijzer waarbij het fosfaatbindend vermogen van de bodem toeneemt en de fosfaatconcentratie, maar ook de ijzerconcentratie (Figuur 22), in het poriewater afneemt door het neerslaan van fosfaat met ijzerhydroxiden. De concentratie ijzer in de waterlaag neemt bij alle behandelingen tijdens de duur van het experiment af. De verklaring hiervoor is de toenemende zuurstofconcentratie waardoor opgelost ijzer wordt geoxideerd en neerstaat. Alleen 8 weken droogval tot 15 cm onder het bodemoppervlak leidt tot een significant afname van de fosfaat- en ijzerconcentratie in het poriewater van de Beuvenbodems (Tabel 18). Het effect op de fosfaat- en ijzerconcentraties in de waterlaag is niet significant (Figuur 23).

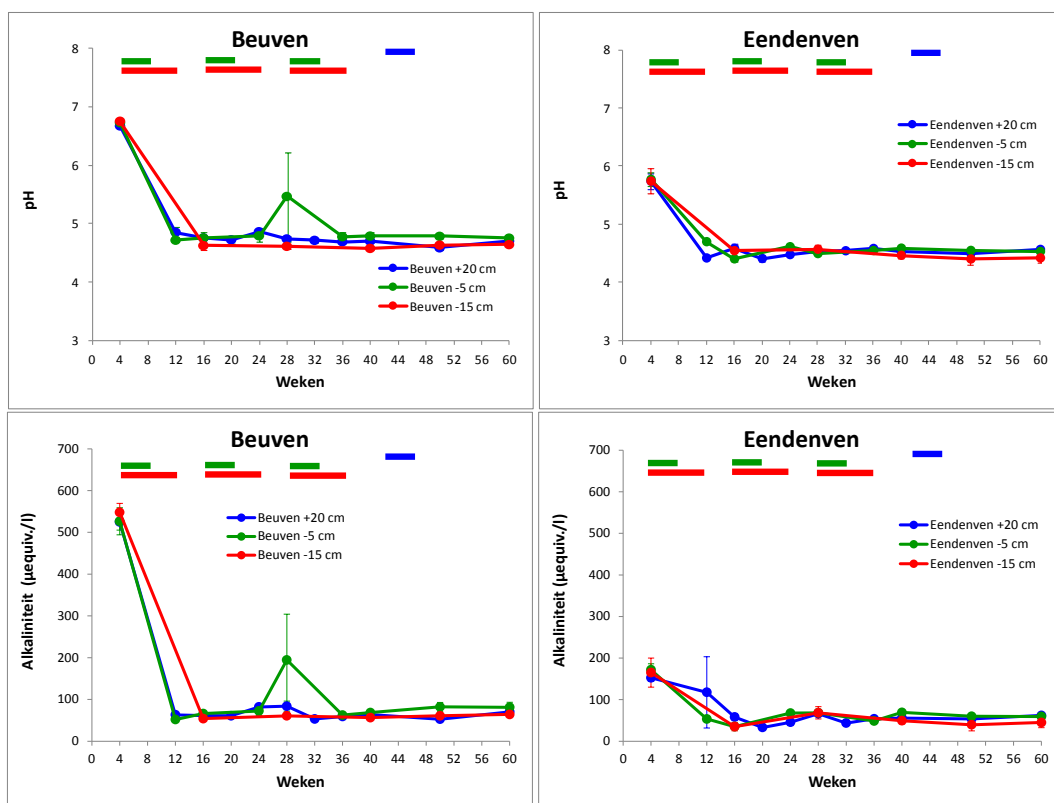


Figuur 24: Verloop van de pH (boven) en alkaliniteit (onder) in het poriewater van de bodemkolommen uit het Beuven (links) en Eendenvan (rechts) bij drie verschillende droogvalregimes. Weergegeven zijn gemiddelde concentraties ($n = 3$) en standaardfout. De periode van droogval is weergegeven met de groene (4 weken -5 cm) en rode (8 weken -15 cm) horizontale balken boven de grafieken. Na drie droogvalperioden werd het waterpeil bij de permanent natte behandeling (+ 20 cm) nog gedurende 4 weken verlaagd tot - 10 cm (weergegeven met de blauwe horizontale balk bovenaan de grafiek). Om de twee verschillende venbodemtypen te kunnen vergelijken is de schaal van de y-as voor beide vennen gelijk.

Figure 24: Pore water pH (top) and alkalinity (bottom) of the soil cores from lake Beuven (left) and Eendenvan (right), at three different water level regimes. Given are means with standard errors. Dry periods are indicated with a green (4 weeks -5 cm) or red (8 weeks -15 cm) horizontal line at the top of the figures. At the end of three dry periods the water level of the permanent inundated treatment (+20 cm) was lowered to -10 cm during 4 weeks (indicated with the blue horizontal line). In order to compare the two soil types, the scale of the y-axis are similar for both types.

Droogval leidt tot een significante afname van de pH en alkaliniteit van het poriewater, maar niet van de waterlaag (Figuur 24, Figuur 25 en Tabel 18). De pH van het poriewater bij de permanent natte bodemkolommen schommelt rond 7 (Figuur 24). Na 4 weken droogval tot -5 cm daalt de pH bij de eerste droogvalcyclus tot ca. 6,5 en na de tweede en derde droogvalperiode tot ca. 5,5. Als gevolg van reductieprocessen (zuurconsumerend) resulteert vernatting weer in een toename van de pH tot het niveau van voor de droogval. Na 8 weken droogval tot -15 cm daalt de pH tot ca. 4, waarna bij hervernatting de pH weer stijgt maar ca. 1 pH-eenheid lager blijft dan voor de eerste droogvalperiode. Deze sterke verzuring bij droogval tot -15 cm zal ook effecten hebben op eventuele stikstofverliezen uit de bodem aangezien microbiële processen als nitrificatie en denitrificatie geremd worden onder zure omstandigheden. Afbraak van organisch materiaal wordt ook geremd, waardoor het vrijkomen van stikstof via mineralisatie ook zal afnemen.

Bij langdurige vernatting aan het einde van het experiment neemt de pH toe. Droogval (4 weken) van de permanent natte bodemkolommen veroorzaakt een sterke daling van de pH van het poriewater en bij hervernatting neemt de pH weer geleidelijk toe. De pH van de waterlaag is bij aanvang van het experiment ca. 6,7 en neemt daarna bij alle behandelingen sterk af tot een pH van 4,7 (Figuur 25).

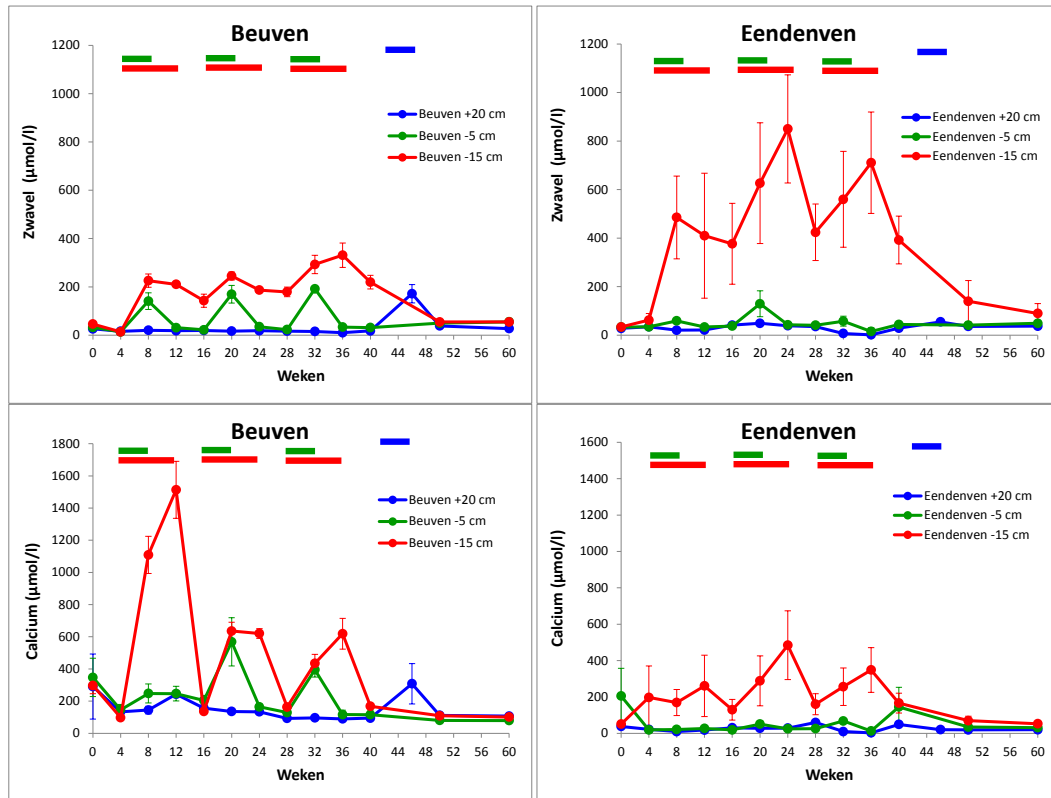


Figuur 25: Verloop van de pH (boven) en alkaliniteit (onder) in de waterlaag boven de bodemkolommen uit het Beuven (links) en Eendenvén (rechts) bij drie verschillende droogvalregimes. Weergegeven zijn gemiddelde concentraties ($n = 3$) en standaardfout. De periode van droogval is weergegeven met de groene (4 weken -5 cm) en rode (8 weken -15 cm) horizontale balken boven de grafieken. Na drie droogvalperioden werd het waterpeil bij de permanent natte behandeling (+20 cm) nog gedurende 4 weken verlaagd tot -10 cm (weergegeven met de blauwe horizontale balk bovenaan de grafiek). Om de twee verschillende venbodemtypen te kunnen vergelijken is de schaal van de y-as voor beide vennen gelijk.

Figure 25: Surface water pH (top) and alkalinity (bottom) of the soil cores from lake Beuven (left) and Eendenvén (right), at three different water level regimes. Given are means with standard errors. Dry periods are indicated with a green (4 weeks -5 cm) or red (8 weeks -15 cm) horizontal line at the top of the figures. At the end of three dry periods the water level of the permanent inundated treatment (+20 cm) was lowered to -10 cm during 4 weeks (indicated with the blue horizontal line). In order to compare the two soil types, the scale of the y-axis are similar for both types.

Bij aanvang van het experiment is de alkaliniteit van het poriewater 1300 mequivalenten/l, maar bij droogval tot 15 cm onder het oppervlak neemt de alkaliniteit af tot bijna 0 mequivalenten/l. Bij droogval dringt zuurstof door in de bodem en door oxidatieprocessen als pyrietoxidatie en nitrificatie worden protonen (zuurionen) geproduceerd en neemt de alkaliniteit (buffercapaciteit) af. Oxidatie van pyriet of andere gereduceerde ijzersulfideverbindingen leidt tot een toename van de sulfaatconcentratie (gemeten als zwavel) in zowel het poriewater als de waterlaag (Figuur 26 en 27). De bodems uit het Beuven zijn arm aan zwavel (Tabel 17), zodat er relatief weinig, maar wel significant, sulfaat wordt gemobiliseerd. Droogval tot -5 cm gedurende 4 weken leidt tot een kleine piek in de sulfaatconcentratie in het poriewater, waarna het gedurende de 8 weken vernatting weer afneemt tot vrijwel 0. Wanneer de

bodem gedurende 8 weken droogvalt tot -15 cm en daarna 4 weken wordt vernat, blijft de sulfaatconcentratie geleidelijk stijgen omdat tijdens vernatting onder de relatief zuurstofrijke omstandigheden niet al het sulfaat wordt gereduceerd (Figuur 26). Na beëindiging van de derde droogvalperiode leidt langdurige vernatting (20 weken) wel tot een afname van de sulfaatconcentratie in het poriewater.

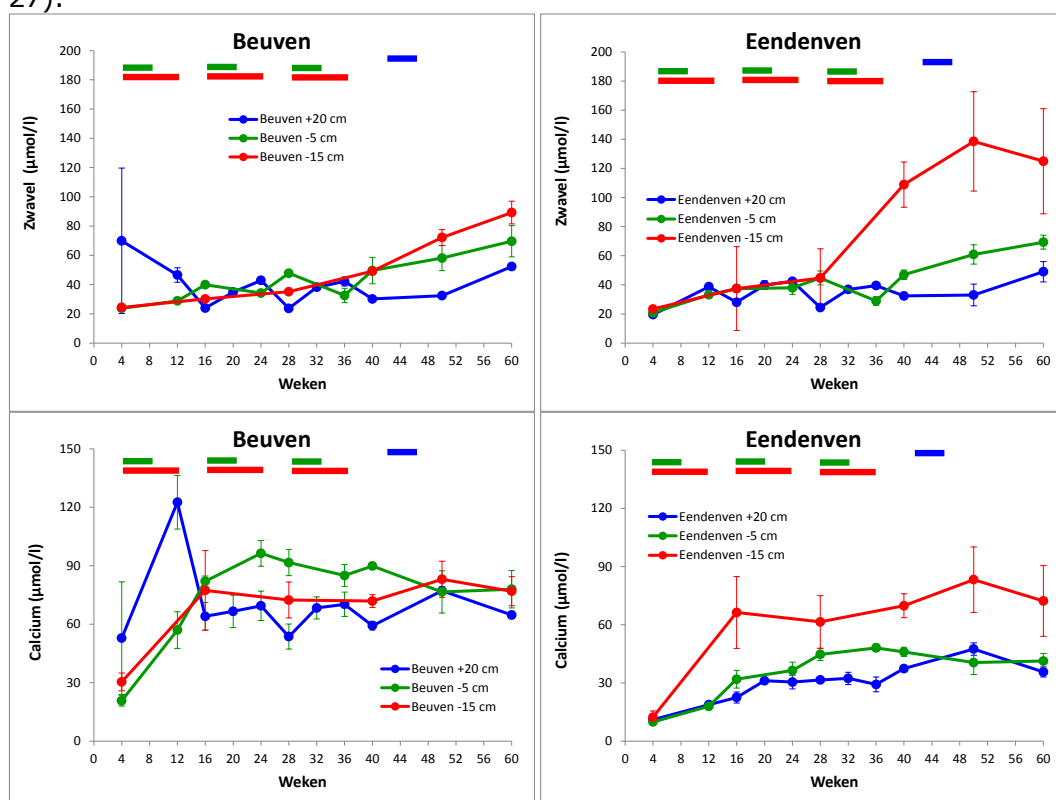


Figuur 26: Verloop van de zwavel- (boven) en calciumconcentratie (onder) in het poriewater van de bodemkolommen uit het Beuven (links) en Eendenven (rechts) bij drie verschillende droogvalregimes. Weergegeven zijn gemiddelde concentraties ($n = 3$) en standaardfout. De periode van droogval is weergegeven met de groene (4 weken -5 cm) en rode (8 weken -15 cm) horizontale balken boven de grafieken. Na drie droogvalperioden werd het waterpeil bij de permanent natte behandeling (+20 cm) nog gedurende 4 weken verlaagd tot -10 cm (weergegeven met de blauwe horizontale balk bovenaan de grafiek). Om de twee verschillende venbodentypen te kunnen vergelijken is de schaal van de y-as voor beide vennen gelijk.

Figure 26: Pore water sulphur (top) and calcium (bottom) concentrations of the soil cores from lake Beuven (left) and Eendenven (right), at three different water level regimes. Given are means with standard errors. Dry periods are indicated with a green (4 weeks -5 cm) or red (8 weeks -15 cm) horizontal line at the top of the figures. At the end of three dry periods the water level of the permanent inundated treatment (+20 cm) was lowered to -10 cm during 4 weeks (indicated with the blue horizontal line). In order to compare the two soil types, the scale of the y-axis are similar for both types.

Droogval tot -15 cm gedurende 8 weken leidt tijdens de eerste droogvalperiode tot een sterke toename van de calciumconcentratie in het poriewater van ca. 200 tot ruim 1500 µmol/l (Figuur 26). Tijdens de tweede en derde droogvalperiode neemt de calciumconcentratie toe tot ca. 600

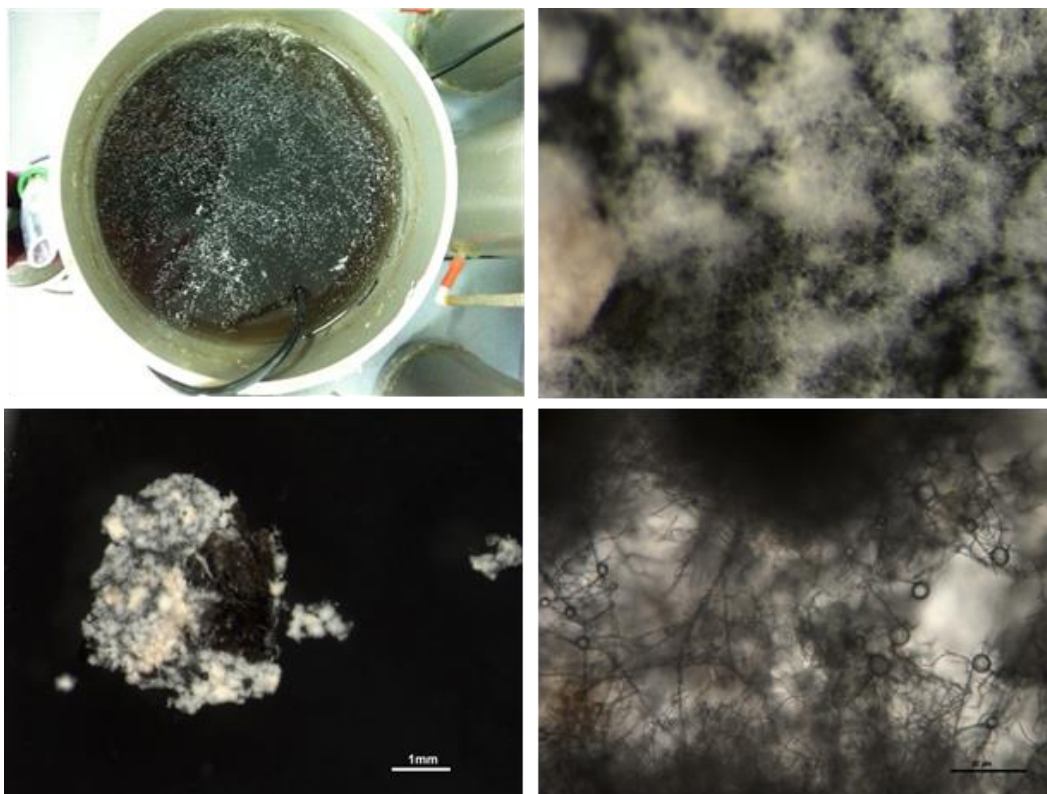
$\mu\text{mol/l}$. Bij 4 weken droogval tot -5 cm neemt de calciumconcentratie in het poriewater ook toe, maar de calciumpiek is minder hoog (Figuur 26). Mobilisatie van calcium is het gevolg van de sterke verzuring die in de bodem optreedt. Protonen (H^+ -ionen), die bij processen als nitrificatie en pyrietoxidatie worden geproduceerd, verdringen calcium (en in mindere mate ook magnesium) van het bodemadsorptiecomplex waardoor de concentratie in het poriewater toeneemt. De concentratie uitwisselbaar calcium is bij de droogvallende bodems niet lager dan bij de permanent natte bodems (Tabel 18). Bij hervernatten neemt de calciumconcentratie in het poriewater weer snel af omdat bij een toename van de pH calcium opnieuw aan het bodemadsorptiecomplex wordt gebonden. Droogval heeft geen duidelijk effect op de calciumconcentratie van de waterlaag boven de Beuvenbodems (Figuur 27).



Figuur 27: Verloop van de zwavel- (boven) en calciumconcentratie (onder) in de waterlaag boven de bodemkolommen uit het Beuven (links) en Eendenvan (rechts) bij drie verschillende droogvalregimes. Weergegeven zijn gemiddelde concentraties ($n = 3$) en standaardfout. De periode van droogval is weergegeven met de groene (4 weken -5 cm) en rode (8 weken -15 cm) horizontale balken boven de grafieken. Na drie droogvalperioden werd het waterpeil bij de permanent natte behandeling (+20 cm) nog gedurende 4 weken verlaagd tot -10 cm (weergegeven met de blauwe horizontale balk bovenaan de grafiek). Om de twee verschillende venbodemtypen te kunnen vergelijken is de schaal van de y-as voor beide vennen gelijk.

Figure 27: Surface water sulphur (top) and calcium (bottom) concentrations of the soil cores from lake Beuven (left) and Eendenvan (right), at three different water level regimes. Given are means with standard errors. Dry periods are indicated with a green (4 weeks -5 cm) or red (8 weeks -15 cm) horizontal line at the top of the figures. At the end of three dry periods the water level of the permanent inundated treatment (+20 cm) was lowered to -10 cm during 4 weeks (indicated with the blue horizontal line). In order to compare the two soil types, the scale of the y-axis is similar for both types.

Naast de effecten op biogeochemische processen in de venbodemkolommen, leidt een periode van droogval tot de vorming van een wit neerslag nadat de bodemkolommen weer zijn hervernat (alleen bij het Beuven). Uit microscopisch onderzoek blijkt dat het niet om een chemisch neerslag gaat, maar om schimmels en bacteriën (Figuur 28). Deze micro-organismen hebben zich kunnen ontwikkelen op de drooggevalen bodem en bij hervernatten staat er eerst een schuimig laagje op het water en ontstaat na enkele dagen een wit neerslag/klontering van de zeer waarschijnlijk dode schimmels en bacteriën.



Figuur 28: Na droogval ontstaat op de waterlaag van de Beuvenkolommen een wit neerslag (linksboven). Nader onderzoek wijst uit dat het gaat om schimmels en bacteriën. Vergroting foto's: 3x (rechtsboven), 8x (linksonder) en 25x (rechtsonder).

Figure 28: After a dry period, a white deposit floats on the water layer of the soil cores from lake Beuven (top left). Microscopic research indicated that the deposit is composed of fungi and bacteria. Magnification photos: 3x (top right), 8x (bottom left) and 25x (bottom right).

4.1.2 Eendenvén

Het effect van droogval op de bodems uit het Eendenvén (Hatertse vennen) verschilt sterk van het effect op de Beuvenbodems. Om vergelijking tussen beide bodemtypen mogelijk te maken is in Figuur 19 t/m Figuur 27 dezelfde schaalverdeling van de y-as gebruikt.

De effecten van droogval op de bodems uit het Eendenvén op de ammonium- en stikstofconcentraties zijn minder groot dan bij het Beuven. De ammoniumconcentratie in het poriewater is lager, maar droogval leidt wel tot een afname van hiervan. Vier weken droogval tot 5 cm onder het bodemoppervlak leidt niet tot een toename van de nitraatconcentratie in het poriewater (Figuur 19). Het uitblijven van een droogvaleffect wordt

waarschijnlijk veroorzaakt door de hogere organisch stofconcentratie van de Eendenvensbodems in vergelijking tot de Beuvenbodems (Tabel 17). Bodems met meer organisch materiaal houden vocht langer vast en drogen dus minder snel uit. De bodems uit het Eendenvens bleven bij 4 weken beperkte droogval nog vochtig, terwijl de Beuvenbodems zichtbaar droger waren. Bij 8 weken droogval tot - 15 cm drogen de bodems wel verder uit en neemt de nitraatconcentratie tijdens de eerste droogvalperiode geleidelijk toe tot ca. 500 $\mu\text{mol/l}$ (bij het Beuven tot 2700 $\mu\text{mol/l}$; Figuur 19). Aangezien nitrificatie geremd wordt onder zure omstandigheden, kunnen de lagere nitraatconcentraties in de Eendenvensbodems tijdens droogval ook het gevolg zijn de zuurdere omstandigheden. Evenals bij de bodems uit het Beuven neemt de nitraatpiek bij droogval tijdens de twee volgende droogvalperiodes af, doordat er minder ammonium in het poriewater aanwezig was (Figuur 19). Permanente inundatie leidt tot een geringe accumulatie van ammonium gedurende de eerste 16 weken van het experiment, waarna de ammoniumconcentratie op een niveau van ca. 200 $\mu\text{mol/l}$ blijft. Bij permanente inundatie is er, evenals bij de - 5 cm behandeling, vrijwel geen nitraat in het poriewater aanwezig.

In de waterlaag neemt gedurende de eerste 16 weken de nitraatconcentratie geleidelijk af en de ammoniumconcentratie toe (Figuur 20). Deze omzetting van gereduceerd naar geoxideerd stikstof in de waterlaag wordt veroorzaakt door de toenemende zuurstofconcentratie in de waterlaag tijdens het experiment (Figuur 21).

In tegenstelling tot het Beuven resulteert permanente inundatie van de Eendenvensbodems niet tot een geleidelijke toename van de fosfaatconcentratie in het poriewater (Figuur 22). Zowel de fosfor-, ijzer- als organische stofconcentratie is in de bodem uit het Eendenvens hoger dan in de bodem uit het Beuven (Tabel 17). De verwachting was dat permanente inundatie bij de bodems uit het Eendenvens zou resulteren in een hogere fosfaatmobilisatie dan bij de bodems uit het Beuven, maar dit blijkt niet plaats te vinden. De zuurstofconcentratie in de waterlaag lijkt wat hoger te zijn bij de natte behandeling bij het Eendenvens dan bij het Beuven, waardoor mogelijk de redoxpotentiaal te hoog blijft voor ijzerreductie.

Tijdens droogval tot 15 cm onder het bodemoppervlak is de ijzerconcentratie in het poriewater laag, waarna tijdens vernatting de concentratie ijzer, en daarmee ook de Fe/P-ratio, kortdurend flink toeneemt (Figuur 22). Deze pieken in de ijzerconcentratie zijn minder duidelijk aanwezig bij de bodems uit het Beuven en de Fe/P-ratio neemt niet toe doordat zowel de ijzer- als fosfaatconcentratie toeneemt. Lucassen (2012) vond ook dat juist bij droogval van organische bodems de Fe/P-ratio sterk toeneemt. In de bodems uit het Eendenvens is aan het einde van het experiment de Fe/P-ratio van het poriewater bij de - 15 cm behandeling nog duidelijk hoger dan bij andere twee behandelingen (Figuur 22), dit heeft een gunstig effect op de fosfaatbinding onder natte omstandigheden.

De pH van het poriewater in de bodems uit het zure Eendenvens is ca. 1 pH-eenheid lager dan bij de zwak gebufferde Beuvenbodems (Figuur 24). Ook de buffercapaciteit van het poriewater is met ca. 300 $\mu\text{equivalenten/l}$ beduidend lager dan bij de bodems uit het Beuven (1500 $\mu\text{equivalenten/l}$ bij aanvang van het experiment; Figuur 24). Bij 8 weken droogval tot - 15 cm nemen de pH en alkaliniteit van het poriewater sterk af. De pH neemt tijdens droogval af tot ca. 4 en de alkaliniteit tot ca. 50 $\mu\text{equivalenten/l}$. De pH en alkaliniteit van het poriewater bij de permanent natte en - 5 cm bodemkolommen schommelen gedurende het experiment rond respectievelijk pH 5,5 en 300 $\mu\text{equivalenten/l}$. Het verzurende effect van droogval zal, evenals bij de Beuvenbodems, een effect kunnen hebben op de nitrificatie- en denitrificatiesnelheid en daarmee op de potentiële stikstofverliezen uit de

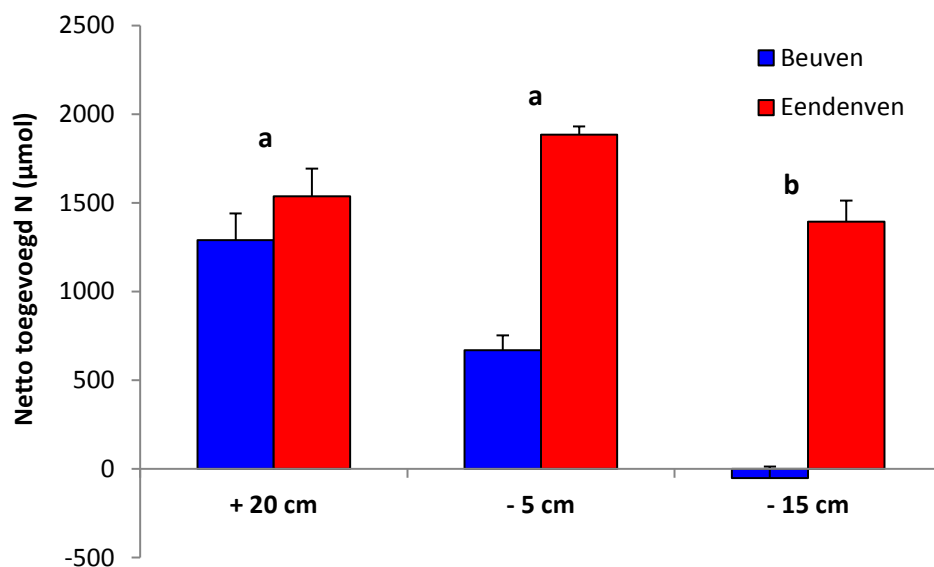
bodem. Droogval heeft geen effect op de pH en alkaliniteit van de waterlaag (Figuur 25).

Droogval resulteert bij de bodems uit het Eendenvan tot een sterke mobilisatie van sulfaat in zowel het poriewater als de waterlaag (Figuur 26 en 27). De bodem bevat relatief veel gereduceerde zwavelverbindingen die bij droogval worden geoxideerd tot sulfaat, een proces waarbij zuur wordt geproduceerd. Uit de metingen van de sulfaatconcentratie in het poriewater zijn de perioden van droogval duidelijk te herkennen aan de sulfaatpieken (Figuur 26). In het oppervlaktewater neemt de sulfaatconcentratie geleidelijk toe omdat alleen aan het einde van iedere natte periode een monster van de waterlaag werd geanalyseerd.

Bij droogval tot - 15 cm neemt de calciumconcentratie in het poriewater toe van ca. 50 tot een maximale concentratie van 500 $\mu\text{mol/l}$ tijdens de tweede droogvalperiode (Figuur 26). Deze toename is minder sterk dan bij de bodems uit het Beuven. Aangezien zowel de totale als uitwisselbare calciumconcentratie in de bodem uit het Eendenvan hoger zijn (Tabel 17 en tabel 19), wordt de minder sterke reactie verklaard doordat de pH van de Eendenvanbodems minder sterk daalt tijdens droogval dan bij de Beuvenbodems (Figuur 24 en Tabel 18). Wanneer er meer protonen worden geproduceerd, kan er ook meer calcium van het bodemadsorptiecomplex worden verdrongen.

4.1.3 Stikstofbalans

Om de bodemkolommen te laten droogvallen werd de waterlaag bij aanvang van iedere droogval periode weggepompt. Het realiseren van droogval via verdamping was praktisch gezien niet mogelijk omdat de duur van het experiment dan meerdere jaren zou moeten zijn. Bij het wegpompen van de waterlaag wordt ook stikstof afgevoerd. Vlak voordat de waterlaag werd weggepompt werden monsters van de waterlaag verzameld zodat achteraf aan de hand van de concentraties nitraat en ammonium in de waterlaag berekend kon worden hoeveel nitraat en ammonium daarbij werd afgevoerd. De hoeveelheid stikstof die bij hervernatten met stikstofhoudend demiwater (100 $\mu\text{mol NH}_4\text{NO}_3$) werd toegevoegd is bekend en ook het uitwisselbaar ammonium en nitraat dat aan het toegevoegde sapropelium was gebonden is bekend (1251 $\mu\text{mol NH}_4$ /l bodem en 11 $\mu\text{mol NO}_3$ /l bodem). Op basis hiervan werd berekend hoeveel anorganisch stikstof netto aan iedere kolom is toegevoegd.



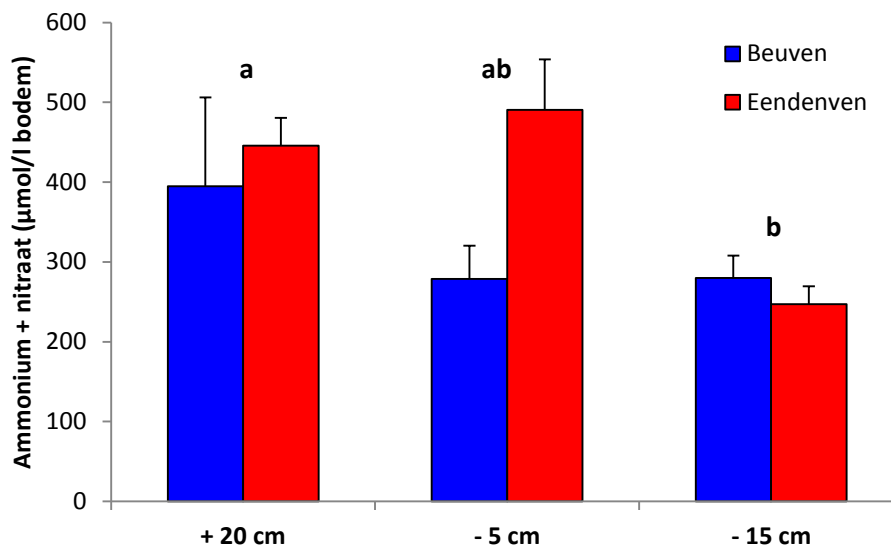
Figuur 29: Netto hoeveelheid anorganisch stikstof (nitraat+ammonium) dat toegevoegd is aan de bodemkolommen uit het Beuven (blauw) en Eendenvan (rood) bij drie verschillende droogvalregimes. Weergegeven zijn gemiddelde concentraties ($n = 3$) en standaardfout. De netto N hoeveelheid is berekend door de hoeveel N dat is toegevoegd is via het N-houdend water en uitwisselbaar-N dat is toegevoegd via het sapropelium te corrigeren met de hoeveel N dat is afgevoerd door het leegpompen van de kolommen aan de start van een droogvalperiode of bij de +20 cm behandeling bij het verversen van de waterlaag. Significante verschillen tussen de droogvalbehandelingen zijn weergegeven met verschillende letters ($P < 0,05$).

Figure 29: Net amount of inorganic nitrogen (nitrate + ammonium) added to the soil cores collected in lake Beuven (blue) and Eendenvan (red), at three water level regimes. Means ($n = 3$) and standard errors are given. The net amount of nitrogen is calculated by correction of the amount of nitrogen added (N-rich medium + amount of exchangeable nitrogen added by the sapropelium) minus the nitrogen removed to lower the water level at the start of a dry period. The water layer of the permanent inundated treatment was refreshed after each dry period. Significant differences between water level treatments are indicated with different letters ($P < 0.05$).

Aangezien droogval resulteert in een significant hogere ammoniumconcentratie in de waterlaag (Figuur 18), werd bij de droogvalbehandelingen ook significant meer stikstof handmatig afgevoerd en daarmee netto minder N toegevoegd (Figuur 29). Dit beïnvloedt natuurlijk sterk de uitkomsten van de droogvalbehandelingen, maar zijn deels ook relevant voor de veldsituatie van vennen waar oppervlakkige afvoer van water is. De hoeveelheid netto toegevoegd N verschilt sterk per venbodemtype ($P < 0,001$) en per droogvalbehandeling ($P < 0,001$). Bij de bodems uit het Eendenvan varieert de netto toevoeging van N van 1390 tot 1880 μmol per kolom (Figuur 21). Bij het Beuven is het verschil tussen de behandelingen groot en wordt bij de +20 cm behandeling 1290 μmol toegevoegd, bij de -5 cm behandeling 670 μmol toegevoegd en bij de -15 cm behandeling wordt netto zelfs 50 μmol N afgevoerd. Dit betekent dat effecten van droogval minder groot zullen zijn in geïsoleerde vennen waar geen oppervlakkige waterafvoer is. Aan de andere kant kan in het veld het bij droogval gevormde nitraat ook wegspoelen naar het grondwater en wegzijging was bij het experiment natuurlijk niet mogelijk.

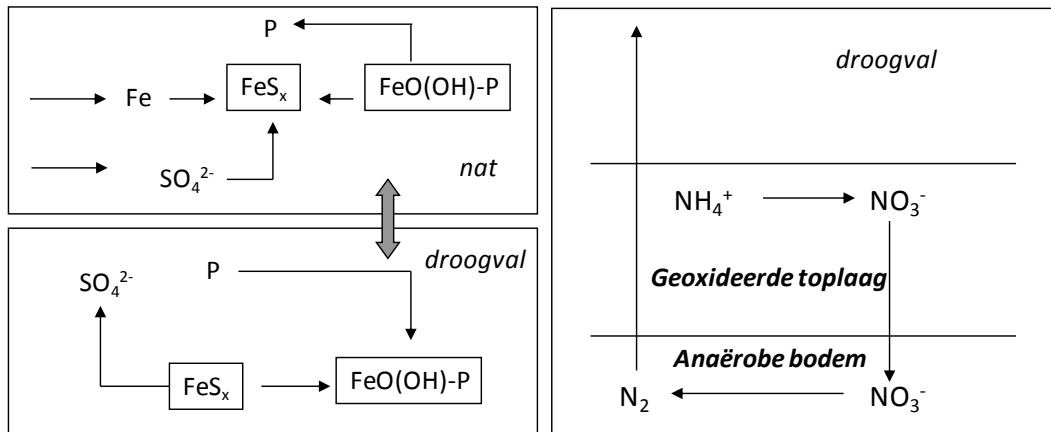
Binnen de opzet en middelen van het experiment is het niet mogelijk om een sluitende stikstofbalans op te stellen om de hoeveel stikstof dat via denitrificatie als N_2 -gas ontsnapt is te berekenen. In de bodem is organisch materiaal aanwezig (vooral de bodem uit het Eendenven) en voor hervernatten wordt aan iedere kolom sapropelium toegevoegd met een organisch stofpercentage van 36% (Tabel 17). Bij de mineralisatie van organisch materiaal komt ammonium vrij en de snelheid waarmee dit bij de verschillende behandelingen en venbodems plaatsvindt, is niet bekend. De verwachting is wel dat droogval leidt tot een versnelde mineralisatie (zuurstof is een gunstiger elektronenacceptor) van het organische materiaal. Na afloop van het experiment is het organisch stofpercentage in alle bodemkolommen bepaald en de droogvalbehandeling heeft inderdaad een significant effect op het organische stofpercentage (Tabel 19). Ten opzichte van de start van het experiment is vooral bij de bodems uit het Eendenven het organische stofpercentage echter juist gestegen door het toevoegen van sapropelium gedurende het experiment (vergelijk Tabel 17 en Tabel 19). Het remmende effect van verzuring die tijdens 8 weken droogval tot -15 cm optreedt, is blijkbaar groter dan het effect van zuurstof op de mineralisatiesnelheid.

Om te beoordelen in hoeverre droogval bijdraagt aan het stimuleren van stikstofverliezen uit venbodems is het niet alleen belangrijk om te kijken naar de N-concentratie in de waterlaag en poriewater, maar ook hoeveel ammonium aan het bodemadsorptiecomplex gebonden zit (uitwisselbaar ammonium). Droogval van de bodems uit het Beuven tot zowel 5 cm als 15 cm onder het bodemoppervlak reduceert de concentratie uitwisselbaar ammonium sterk (Figuur 30 en Tabel 19). Bij de bodems uit het Eendenven resulteert alleen droogval tot 15 cm onder het bodemoppervlak in een flinke reductie aan uitwisselbaar ammonium. Aan de kolommen met bodems uit het Eendenven verschilt de netto hoeveelheid toegevoegd stikstof tussen de twee droogvallende behandelingen minder sterk dan bij het Beuven (Figuur 29) en desondanks is het verschil in uitwisselbaar ammonium beduidend groter (Figuur 30). Dit is een sterke aanwijzing dat 8 weken droogval (-15 cm) van de Eendenvenbodems resulteert tot extra stikstofverliezen in vergelijking tot permanent natte omstandigheden en 4 weken droogval (-5 cm). De bodemkolommen uit Eendenven die gedurende 8 weken tot -15 cm drooggevalen zijn, bevatten zoals eerder aangeven gemiddeld meer organisch materiaal dan de bodems van de ander twee behandelingen. Aan bodems met een hogere organische stofconcentratie kan in potentie meer stikstof geadsorbeerd worden. Aangezien de concentratie uitwisselbaar stikstof juist lager is geeft aan dat de stikstofverliezen door droogval mogelijk nog groter zijn.



Figuur 30: Uitwisselbaar ammonium + nitraat ($\mu\text{mol/l}$ bodem) in de bodems uit het Beuven (blauw) en Eendenven (rood) bij drie verschillende droogvalregimes. De bodems zijn in week 42 verzameld, voordat het waterpeil bij de controlebehandeling (+20 cm) werd verlaagd tot 10 cm onder het bovenoppervlak. Weergegeven zijn gemiddelde concentraties ($n = 3$) en standaardfout. Significante verschillen tussen de droogvalbehandelingen zijn weergegeven met verschillende letters ($P < 0,05$).

Figure 30: Exchangeable ammonium + nitrate (means + standard error) in the soil of lake Beuven and Eendenven at three different water level regimes. The soil samples were collected in week 42, before the water level of the permanent inundated treatment (+20 cm) was lowered to 10 cm beneath the soil surface. Significant differences between treatments are indicated with different letters ($P < 0.05$).



Figuur 31: Schematisch overzicht van de effecten van tijdelijk droogvallen op de fosforcyclus (links) en op stikstofverliezen (rechts). Onder natte condities wordt fosfor gemobiliseerd, terwijl droogval leidt tot een immobilisatie van fosfor. Droogval leidt tot nitrificatie van ammonium in de geoxideerde toplaag van de bodem. Het nitraat kan uitspoelen naar de diepere anaërobe bodem waar het wordt gedenitrificeerd tot stikstofgas. Bron: Smolders et al. (2006).

Figure 31: Schematic view of the effects of temporarily drying out on the phosphorous cycle (left) and nitrogen losses (right). Wet conditions result in the mobilisation of phosphorous and dry conditions to immobilisation of phosphorous. During dry periods ammonium is oxidised to nitrate (nitrification) in the aerobic top layer of the soil. In the deeper anaerobic soil layers, nitrate can be denitrified to nitrogen gas and escape to the atmosphere. Source: Smolders et al. (2006).

Of droogval een significant effect heeft op de stikstofverliezen uit de Beuvenbodems kan niet goed bepaald worden. Droogval resulteert inderdaad in een afname van de concentratie uitwisselbaar ammonium (en nitraat), maar een deel van dit stikstof is afgevoerd bij het wegpompen van de waterlaag en het is onbekend hoeveel extra stikstof is verdwenen door denitrificatie tot N_2 -gas. Een aanwijzing dat er wel denitrificatie optreedt, is dat tijdens de eerste droogvalperiode de nitraatconcentratie in het poriewater al tijdens droogval weer afneemt (Figuur 19). Het nitraat dat in de geoxideerde toplaag van de bodem wordt gevormd, kan in de diepere, permanent natte, delen worden gedenitrificeerd tot N_2 -gas (Figuur 31). Na de eerste hervernatting blijft de ammoniumconcentratie bij de droogvalbehandelingen beduidend lager in vergelijking tot de controlebehandeling (Figuur 19), een indicatie dat niet al het nitraat is gereduceerd tot ammonium maar ook deels tot N_2 -gas. Samen met de afname van de concentratie uitwisselbaar stikstof, zijn er dus sterke aanwijzingen dat ook in de bodems uit het Beuven denitrificatie heeft plaatsgevonden.

Tabel 19: Organische stof (OS) concentratie en enkele belangrijke variabelen gemeten in een zoutextractie van de bodems aan het einde van het experiment. Concentraties zijn weergegeven per liter bodemvolume. Alle weergegeven variabelen worden significant beïnvloedt door zowel het venbodemtype als de droogvalbehandeling (2-weg ANOVA; $P < 0,05$).

Table 19: Organic matter content (OS) and several relevant exchangeable concentrations in the soils at different water level regimes. The soil samples were collected in week 42, before the water level of the permanently inundated treatment (+20 cm) was lowered to 10 cm beneath the soil surface. All given concentrations were significantly affected by both soil type and water level regime (2-way ANOVA; $P < 0.05$).

Venbodem	Behandeling	OS	pH _{zout}	NH ₄ -zout	Al _{zout}	Ca _{zout}	Fe _{zout}	S _{zout}
		%		μmol/l FW	μmol/l FW	μmol/l FW	μmol/l FW	μmol/l FW
Beuven	+ 20 cm	1,0 ± 0,2	4,64 0,03	± 361 106	± 30 ± 8	1668 118	± 4 ± 1	49 ± 1
	- 5 cm	2,8 ± 0,5	4,57 0,03	± 182 ± 31	49 ± 6	2617 ± 74	4 ± 1	69 ± 3
	- 15 cm	1,1 ± 0,3	4,32 0,05	± 205 ± 36	117 ± 25	1939 273	± 4 ± 1	81 ± 7
Eendenv n	+ 20 cm	9,4 ± 0,4	3,81 0,05	± 438 ± 33	588 ± 41	3143 529	± 328 135	± 92 ± 11
	- 5 cm	9,0 ± 1,1	3,82 0,05	± 479 ± 66	706 ± 116	3839 214	± 312 ± 96	124 ± 6
	- 15 cm	11,2 ± 0,7	3,70 0,05	± 225 ± 22	1052 226	± 3510 278	± 9 ± 1	188 ± 39

Droogval leidt tot een significante daling van de pH van de bodem (Tabel 19) en mobilisatie van aluminium. Bij de bodems uit het Eendenvn leidt 8 weken droogval tot 15 cm onder maaiveld tot een sterke daling in de concentratie uitwisselbaar ijzer in de bodem. Bij sterke droogval van de bodem wordt gereduceerd ijzer geoxideerd tot driewaardig ijzer en slaat neer. De zuurdere bodems uit het Eendenvn zijn rijker aan zwavel (Tabel 17) en droogval leidt tot een sterkere mobilisatie van sulfaat (Figuur 26, Figuur 27 en Tabel 19).

4.2 Literatuurstudie effecten van inundatie op kenmerkende ongewervelden

4.2.1 Mieren

Boer (2010) noemt alleen *Myrmica gallienii* kenmerkend voor continu of periodiek natte vegetaties. Indicatieve soorten noemt hij *M. ruginodis*, *M. rubra* en *M. scabrinodis*. *Lasius platythorax* wordt genoemd als aanvullende soort. Van deze soorten staat alleen *M. gallienii* op de voorgestelde Rode lijst voor Nederland (Boer, 2010). *Myrmica gallienii* is daarmee de enige mierensoort van venoevers die specifieke aandacht en bescherming nodig heeft voor het behoud van de soort zelf.

De nesten van *Myrmica*-soorten in vochtige terreinen zijn zeer tolerant voor overstroming in het winterhalfjaar (Peeters et al., 2004). Informatie over inundatiegevoeligheid van *Myrmica*'s in het zomerhalfjaar is schaars. Van de zeggensteekmier *M. gallienii* is bekend dat zij kortstondige overstroming (enkele dagen) goed kan overleven door het gehele nest met poppen en al naar boven het water uitstekende vegetatie te verplaatsen. Andere soorten *Myrmica* zijn hiertoe blijkbaar niet in staat en Boer (2010) noemt het een

specifieke overlevingsstrategie, waardoor *M. gallienii* haar concurrenten (andere *Myrmica*-soorten) uitsluit. Dat wordt echter tegen gesproken door de constatering dat *M. scabrinodis* zelden ontbreekt in terreinen met wisselende waterstand (Boer, 2010). Dit laatste hoeft overigens niet te betekenen dat er inundatie optreedt. Indien de inundatieduur te lang is of wanneer emergente vegetatie schaars is of moeilijk te bereiken heeft ook *M. gallienii* een probleem.

4.2.2 Dagvlinders

Het gentiaanblauwtje (*Maculinea alcon*) is een kenmerkende dagvlinder van vochtige heide (Bink, 1992). Het vrouwtje zet de eieren af in juli, augustus op de bloemknoppen van de klokjesgentiaan *Gentiana pneumonanthe*. De rups leeft in haar eerste dagen (juli, augustus) in de bloemknop van de vruchtbeginselen. Op een leeftijd van tien dagen laat de rups zich op de grond vallen, in afwachting van werksters van bepaalde soorten steekmieren (*Myrmica*) die haar naar hun nest brengen. Pas half september zitten de rupsen in de nesten van de waardmier (Bos et al., 2006). In het *Myrmica*-nest wordt de rups door de mieren gevoed en voedt zich ook met het mierenbroed. Zonder de specifieke soorten *Myrmica*'s kan de rups zijn ontwikkeling niet voltooien.

Verschillende soorten uit het geslacht *Myrmica* zijn bekend als gastheer van rupsen van het gentiaanblauwtje. In Nederland is alleen de bossteekmier *Myrmica ruginodis* bekend als gastheer van het gentiaanblauwtje (Boer, 2010). Peeters et al. (2004) en Bos et al. (2006) vermelden echter ook de moerassteekmier *M. scabrinodis* als gastheer. Witek et al. (2008) vonden in Polen zelfs alleen *M. scabrinodis* als gastheer, terwijl in de onderzochte terreinen ook *M. rubra*, *M. rugulosa*, *M. ruginodis* en *M. gallienii* voorkwamen. De habitat van *M. ruginodis* varieert van vochtige heide en rietvelden tot droge beukenbossen (Boer, 2010). *M. scabrinodis* heeft zijn optimum in vochtige gebieden.

Van alle mieren is alleen *Myrmica gallienii*, door zijn specifieke overlevingsstrategie, bestand tegen kortdurende inundatie (enkele dagen) in het zomerhalfjaar. Als we hieruit concluderen dat *M. scabrinodis* en *M. ruginodis* niet bestand zijn tegen inundatie in het zomerhalfjaar, volgt hieruit dat rupsen van het gentiaanblauwtje niet kunnen overleven op plaatsen die 's zomers overstroomd vanaf het moment dat de rups in het *Myrmica*-nest verblijft. Bos et al. (2006) vermelden dat het leefgebied 'na de winter nooit langdurig onder water mag staan'. De gevoeligheid van deze soort voor hoge waterstanden buiten het winterseizoen is dus groot. Dit wordt bevestigd door Wallis de Vries (2004), die een negatieve correlatie vond in de presentie van de vlindersoort met recent uitgevoerde hydrologische ingrepen, die inundatie tot gevolg hadden. Ook winterinundaties zijn schadelijk voor deze soort (Pers. comm. J. Bouwman).

4.2.3 Sprinkhanen

Nimfen van sprinkhanen zijn over het algemeen gevoelig voor koud en nat weer. Het is echter onduidelijk of dit wordt veroorzaakt door een directe invloed van de luchtvochtigheid, de temperatuur of een meer indirecte oorzaak als voedseltekort, predatie of pathogenen (Kleukers et al., 1997). De nimfen en imago's zijn mobiel genoeg om voor rijzend water tijdelijk een goed heenkomen te zoeken.

De eieren van moerassprinkhaan (*Stethophyma grossum*) komen uit in mei, terwijl de imago's worden gevonden van begin juni tot begin oktober. De moerassprinkhaan is goed bestand tegen inundatie in het winterhalfjaar.

4.2.4 Waterkevers

De groep dieren die wordt aangeduid als 'waterkevers' is geen monofyletische groep, maar een verzameling van verschillende families (Drost et al., 1992). In sommige gevallen wordt slechts een deel van een familie tot de waterkevers gerekend. De meeste soorten leven zowel als imago en als larve in het water (bijvoorbeeld Dytiscidae). Sommigen echter leven alleen als larf (Scirtes) of juist als adult (Helophorus) in het water. Weer anderen zijn eigenlijk oeverbewoners, zoals bijvoorbeeld Heterocerus. Binnen de waterkevers komen vele verschillende vormen en strategieën voor. De meeste waterkevers hebben met elkaar gemeen dat het popstadium op het land optreedt. De pop is immobiel en daardoor samen met het eistadium potentieel het kwetsbaarst voor veranderingen in het milieu.

Wanneer het popstadium inderdaad een kwetsbaar moment is in de ontwikkeling van een soort, is de impact van inundatie afhankelijk van duur en timing. Met name soorten met een gesynchroniseerde ontwikkeling zijn kwetsbaar. Immers wanneer inundatie optreedt op een moment dat een geheel cohort in het popstadium is, verliest de soort lokaal een heel cohort en loopt daarmee het risico lokaal uit te sterven. Of popstadia werkelijk gevoelig zijn voor inundatie is nergens gedocumenteerd. Wanneer we echter kijken naar de wijze waarop larven van waterkevers verpoppen, kunnen we daarover wel speculeren. Omdat soortspecifieke informatie over verpoppingwijzen vrijwel niet bestaat, wordt hieronder informatie over het verpoppen per familie beschreven. In veel gevallen verschillen de soorten binnen de families namelijk weinig in levenscyclus.

Waterroofkevers (Dytiscidae) verpoppen in een eenvoudige holte in de bodem of tussen mos, niet ver van de waterlijn. Van het genus *Agabus* is bekend dat ze verpopt binnen een balletje van bodemmateriaal, dat op zijn beurt vrijwel vrij ligt in een grotere holte in de bodem. Voor zover bekend maakt geen van de waterroofkevers een waterdichte popkamer. Er kan daarom verwacht worden dat de poppen van waterroofkevers inundatie niet kunnen verdagen. Van het tijdstip waarop de verschillende soorten (hoofdzakelijk) als pop aanwezig zijn, is weinig bekend. De soorten verschillen onderling van elkaar, maar exacte gegevens per soort zijn schaars en verspreid. Nilsson en Holmen (1995) vermelden dat het popstadium bij alle waterroofkevers direct volgt op de larvale ontwikkeling en dat geen enkele soort als pop overwintert. Enkele voorbeelden: *Agabus congener* heeft een scherp gepiekte larvale ontwikkeling in april (eigen waarneming). *Ilybius aenescens* en *I. montanus* hebben larven in het (late) najaar, maar deze overwinteren in het water en verpoppen in het voorjaar. *Dytiscus latissimus* is de enige keversoort uit dit onderzoek die is opgenomen in de Habitatrichtlijn. Deze soort heeft larven in mei en juni, waarna het popstadium twee tot drie weken duurt (Cuppen et al., 2006).

Schrijvertjes (*Gyrinidae*) hebben twee generaties per jaar (van der Eijk, 1987) en maken in juni/juli of in augustus (Klausnitzer, 1984) een waterdichte popkamer op de droge oeverbodem, ongeveer een meter van de waterlijn (Wesenberg-Lund, 1943) of boven het wateroppervlak aan emerse waterplanten. De verse imago's van de zomergeneratie verschijnen in half juni en juli en van de najaarsgeneratie van eind augustus tot in oktober met een piek begin september (van der Eijk, 1987).

Watertreders (*Haliplidae*) hebben een twee-jarige levenscyclus, waarbij jonge larven en volwassen kevers in het water overwinteren. Larven van watertreders verpoppen in een holte op 2-3 cm diepte op de oever in de voorzomer, waarbij het dier anderhalve maand in de popkamer verblijft. De larve ligt in de holte op de rug, waarbij ze steunt op de rugborstels, die haar van de vochtige bodem af houden (Klausnitzer, 1984; Wesenberg-Lund, 1943). Dit gedrag doet vermoeden dat de popkamer niet waterdicht is en de rustende larve en pop kwetsbaar zijn voor inundatie.

Spinnende waterkevers (*Hydrophilidae*) verpoppen in het zomerhalfjaar op dezelfde wijze als watertreders en zijn dan gevoelig voor stijgende waterstanden. Naast het popstadium kan voor sommige waterkevers ook het larvale stadium kwetsbaar zijn voor inundatie. Dit is het geval voor larven van *Helophorus* (*Hydrophilidae*). Zij leven in het zomerhalfjaar op de vochtige oever en wanneer zij bij stijging van de waterspiegel al niet verdrinken, zijn ze toch gedwongen elders voedsel en schuilgelegenheid te vinden. Volgens Wesenberg-Lund (1943) verpopt het genus *Enochrus* in luchtblazen in drijvende algenmatten. We verwachten daarom dat soorten van dit genus niet kwetsbaar zijn voor stijgende waterstanden.

Samenvattend kan gesteld worden dat waterkevers, waarvan het overgrote deel op het land verpopt, alleen in het popstadium kwetsbaar zijn voor verhoging van de waterstand. Voor zover bekend hebben alle waterkeversoorten hun popstadium in het zomerhalfjaar, waarbij echter grote verschillen bestaan tussen soorten in de exacte timing. De vroegste soort (*Agabus congener*) verpopt al eind april, terwijl de laatsten (*Gyrinus spp.*) poppen hebben tot in oktober.

4.2.5 Synthese inundatie-gevoeligheid

In tabel 20 wordt de hierboven beschreven informatie samengevat en wordt inzichtelijk gemaakt in welke periode van het jaar, welke soorten niet bestand zijn tegen overstroming. De meeste soorten blijken goed bestand tegen winterinundaties, omdat zij dan in winterrust zijn of in een levensstadium dat overstromingsresistent is. Echter in de zomerperiode kunnen hoge waterstanden een grote impact hebben op de oeverbewonende fauna. Dit is vooral het geval als de inundatie vooraf wordt gegaan aan een droge periode, waarin de soorten de droogvallende oever hebben bevolkt. Indien het mogelijk is de waterstanden te regelen, heeft het de voorkeur dat in voorjaar en zomer hoge waterstanden worden voorkomen.

Tabel 20: Gevoeligheid van kenmerkende ongewervelden voor een periode met inundatie. Groen: niet kwetsbaar; Rood: wel kwetsbaar. ¹: tolerant voor kortstondige overstroming.

Table 20: Sensitivity of characteristic invertebrates for inundation periods. Green: not vulnerable; Red: vulnerable. ¹: tolerant for short inundations (few days).

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Winter	Voorjaar	Zomer	Herfst
<i>Myrmica gallienii</i>	Zeggesteekmier		¹	¹	¹
<i>Maculinea alcon</i>	Gentiaanblauwtje				
<i>Stethophyma grossum</i>	Moerassprinkhaan				
<i>Dytiscidae</i>	Waterroofkevers				
<i>Gyrinidae</i>	Schrijvertjes				
<i>Haliplidae</i>	Watertreders				
<i>Hydrophilidae</i>	Spinnende waterkevers				

4.3 Samenvatting en conclusies

De kritische stikstofdepositie van 5 kg/ha/jaar voor vennen wordt in Nederland nog fors overschreden. Om te onderzoeken of tijdelijke droogval van de venbodem kan bijdragen aan het compenseren van de te hoge stikstofaanvoer is een kolomexperiment uitgevoerd. Hiervoor zijn zwak gebufferde zandbodems verzameld in het Beuven en zure, meer organische bodems in het Eendenvan. Beide bodemtypen blijken zeer verschillend te reageren op droogval. Deels ontstaan deze verschillen doordat de bodems uit het Eendenvan meer organisch materiaal bevatten en hierdoor minder snel droogvallen en oxidatieprocessen niet of later op gang komen. Verder zijn de bodems uit het Eendenvan zuurder, waardoor onder andere de afbraak van organisch materiaal en nitrificatie geremd wordt.

De duur en mate van droogval bepalen in hoge mate het effect van tijdelijke droogval op de venbodem, waarbij zoals verwacht de chemie van het poriewater sterker wordt beïnvloedt dan van de waterlaag. Bij het Eendenvan heeft een korte periode van droogval (4 weken) tot 5 cm onder het bodemoppervlak weinig effect op de chemie van het poriewater. Bij droogval gedurende 8 weken tot 15 cm onder het bodemoppervlak zijn wel duidelijke effecten op het poriewater in de Eendenvanbodems aanwezig. Bij het Beuven heeft 4 weken droogval al significante effecten op het poriewater, maar de effecten zijn nog groter bij 8 weken droogval. Bij de sterkste droogvalbehandeling is de natte periode tussen twee droogvalperioden met 4 weken ook korter dan de 8 weken hervernatting bij de lichte droogvalbehandeling. Tijdens vernatting worden veel verbindingen die tijdens droogval zijn geoxideerd weer gereduceerd. Bij een korte duur van deze natte periode zal dit proces minder ver gevorderd zijn voordat de volgende droogvalperiode start. Bij de interpretatie van de resultaten van het experiment moet hiermee rekening gehouden worden. Dat het effect van droogval het sterkst is tijdens de eerste droogvalcyclus is hier vaak een gevolg van.

Droogval leidt tot nitrificatie van ammonium en oxidatie van gereduceerde ijzerzwavelverbindingen. Bij deze processen wordt zuur geproduceerd waardoor de pH en alkaliniteit afnemen en calcium van het bodemadsorptiecomplex wordt verdrongen door protonen. Bij het Beuven neemt de concentratie ortho-fosfaat in het poriewater af bij regelmatige droogval van de bodem. Bij langdurige vernatting neemt de ortho-fosfaatconcentratie weer langzaam toe doordat onder permanent natte omstandigheden fosfaat minder sterk in de bodem gebonden wordt (interne eutrofiering). Ook na langdurige inundatie leidt droogval tot een afname van de stikstof en fosfaatconcentratie in het poriewater.

Of droogval de stikstofverliezen kan vergroten via gekoppelde nitrificatie en denitrificatie kan niet met zekerheid aangegeven worden. Bij beide venbodems vindt in ieder geval een forse nitrificatie plaats als gevolg van droogval, waarbij nitrificatie bij de Eendenvan bodems enigszins geremd zal zijn vanwege de zuurdere omstandigheden. Nitraatconcentraties stijgen na de eerste droogvalperiode tot waarden van 2500 (Beuven) en 500 (Eendenvan) μmol per liter poriewater; concentraties die in het veld zelden worden gemeten. Minder zeker is of er vervolgens ook veel denitrificatie plaatsvindt. Doordat bij de droogvalbehandelingen vaak meer stikstof wordt verwijderd bij het wegpompen van de waterlaag, treden er al onbedoelde stikstofverliezen op. Bij de bodems uit het Eendenvan blijkt wel dat bij beide droogvalbehandelingen vrijwel evenveel stikstof is verwijderd, maar dat bij 8

weken droogval tot - 15 cm minder stikstof aan het bodemadsorptiecomplex zit gebonden. Dit is een sterke aanwijzing dat er inderdaad stikstofverliezen zijn gerealiseerd door nitrificatie van ammonium tot nitraat, waarna bij hervernatten van de bodem het nitraat werd gedenitrificeerd tot N_2 -gas en is ontsnapt. Gezien de sterke reactie van de Beuvenbodems op droogval is het waarschijnlijk dat de gevonden afname van uitwisselbaar stikstof deels het gevolg is van denitrificatie.

Fluctuaties van de waterpeilen in vennen zullen komende decennia minder voorspelbaar worden en ook in de zomer zullen perioden met neerslag tekort afgewisseld gaan worden met periode van neerslagoverschot. De gevoeligheid van kenmerkende oeverbewonende ongewervelden voor inundaties is inzichtelijk met de hulp van een literatuurstudie. Veel soorten zijn niet in staat plotselinge hoge waterstanden in de zomerperiode te overleven, omdat zij zich in immobiele levensfasen bevinden.

5 Implicaties voor het beheer

Zoals bij elke proef onder laboratoriumcondities, is het lastig om de conclusies te vertalen naar de veldsituatie. In

Tabel 21 worden een aantal factoren genoemd die hierin een rol spelen. Vervolgens wordt aangegeven wat de waarde van de uitkomsten is voor het beheer van vennen onder invloed van stikstofdepositie en welke onzekerheden er aanwezig zijn in deze vertaling naar de praktijksituatie.

Bij langdurige inundatie kan leiden tot interne eutrofiering, dit proces werd het duidelijkst waargenomen bij de Beuvenbodems waar de concentratie fosfaat in het poriewater geleidelijk toenam tijdens inundatie. Tijdelijke droogval kan als middel gebruikt worden om stikstof af te voeren, maar beïnvloedt ook de binding van fosfaat in de bodem. De resultaten laten duidelijk zien dat er al snel een groot deel van het uitwisselbare stikstof wordt omgezet in nitraat, waarna vermoedelijk ook grotendeels omzetting in gasvormig stikstof volgt. Het effect van tijdelijke droogval is groter wanneer de duur en mate van droogval groter is. Ook na een periode van langdurige inundatie heeft tijdelijke droogval een duidelijk positief effect, maar een opvolgende periode van langdurige inundatie zal deze positieve effecten weer tenietdoen. Vanwege de omkeerbaarheid van het proces is het belangrijk dat de oever en/of venbodem regelmatig droogvallen.

De metingen aan de Eendenvensbodem laten zien dat ook in zure vennen nitraatvorming plaatsvindt en ook hier lijkt een deel van dit nitraat te worden omgezet in gasvormig stikstof. Wel lijkt het effect in zure vennen minder. Onder de zure omstandigheden heeft zich doorgaans meer organisch materiaal opgehoopt, waarin zich ook een grote stikstofvoorraad bevindt. De zure omstandigheden remmen nitrificatie en denitrificatie. Dus ook in absolute termen wordt er minder stikstof afgevoerd. Een niet onbelangrijke factor die door het experiment nog eens wordt bevestigd, is dat in zowel zwak gebufferde als zure vennen de binding van fosfaat aan ijzer wordt versterkt door de periodieke droogval.

Het vergroten van peilfluctuatie als middel om stikstof af te voeren kan alleen zonder al te veel bijwerkingen worden toegepast in vennen waarvan een aanzienlijk oppervlak van het ven met enige regelmaat droogvalt. Dit zijn vooral vennen met een relatief grote peilfluctuatie. Maar dit kunnen ook vennen zijn met een kleinere peilfluctuatie, maar met een zeer geleidelijk oplopende oeverzone die bij kleine waterstandsdingen al droogvalt. De zwak gebufferde vennen van dit type hebben in ieder geval baat bij het in stand houden of wat vergroten van zo'n peilfluctuatie. In zure vennen met een stabiel hoog waterpeil is het vergroten van peilfluctuaties een onwenselijke maatregel. In dit type vennen vindt vaak (hoog)veenvorming plaats en het vergroten van peilfluctuaties zal leiden tot het afsterven van veenmosvegetaties en tot een stimulatie van de afbraak van het aanwezige veen.

Tabel 21: Factoren die van invloed zijn op de stikstofhuishouding tijdens droogval in vennen.

Table 21: Conditions influencing the nitrogen cycle during dry spells in moorland pools.

Vegetatie	Hydrologie	Weer	Bodem
Bedekking planten	Kwel/wegzijging	Neerslag	Bodemtype
Slib/organisch materiaal	Diepte droogval	Wind	Buffering
Bodemdoorworteling	Duur droogval	Zoninstraling	Morfologie
Frequentie droogval	Temperatuur	Capillaire werking	

Daar waar het droogvallen van venoevers positief is voor de stikstofhuishouding, kan een plotselinge natte periode slecht uitpakken voor oeverbewonende organismen.

Richtlijnen voor beheer

Hieronder volgen enkele richtlijnen betreffende het peilbeheer, die uit de resultaten van het experiment kunnen worden afgeleid. Het spreekt voor zich dat deze richtlijnen met de nodige voorzichtigheid moeten worden toegepast, gezien de zeer beperkte opzet van het onderzoek. Het verdient aanbeveling om eventuele ingrepen in het peilbeheer in het veld goed te volgen en/of om het experiment te vervolgen met een praktijkproef in het veld.

- 1) De toepassing van droogval als instrument om stikstof af te voeren, dient zoveel mogelijk aan te sluiten bij natuurlijke peilfluctuaties. Daardoor verlopen eventuele bijkomende grondwaterstandfluctuaties in de rest van het terrein ook natuurlijk.
- 2) Het kunstmatig induceren van droogval door waterpeilverlaging kan ongewenste gevolgen hebben voor grondwatergevoede habitattypen elders in het terrein. Het is van belang om daar alert op te zijn.
- 3) Stikstofafvoer door droogval kan alleen worden toegepast in vennen met een flink oppervlak regelmatig droogvallende oever en/of venbodem. In vennen met stabiel hoge waterstanden, zoals zure hoogveenvennen, is het vergroten van de waterstanddynamiek geen geschikte maatregel. Droogval leidt dan tot het afsterven van veenmossen en tot versnelde afbraak van het veen.
- 4) Het peil moet in de meeste jaren voldoende zakken om uitdroging van de toplaag van de bodem te veroorzaken gedurende enkele weken. De toplaag moet niet meer 100% waterverzadigd zijn; zodat lucht (zuurstof) in de ontstane holten kan doordringen. Voor een minerale zandbodem is het voldoende wanneer het grondwaterpeil minstens 10 cm beneden maaiveld staat. Voor organische bodems, en waarschijnlijk ook voor lemige bodems met een grote capillaire werking, moet het peil verder wegzakken.
- 5) Het veel verder wegzakken van het peil leidt waarschijnlijk niet tot een significant verdere verbetering van de waterkwaliteit, omdat de waterkwaliteit vooral wordt beïnvloed door uitwisseling van stoffen met de toplaag van de waterbodem. Wel kan de bodem dan ook in diepere delen uitdrogen en vooral als zich daar dikke sliblagen bevinden kan dat de oligotrofiërende werking versterken doordat het vrijgekomen sulfaat kan worden afgevoerd en de fosfaataflevering zal verminderen.
- 6) De eerste jaren na de start van een versterkte peilfluctuatie, en in droge jaren, vindt er een extra sterke mobilisatie van stikstof en ook zwavel plaats. Wanneer het ven weer volloopt, lossen deze stoffen op in de waterlaag. Het verdient de voorkeur om dit stikstof- en zwavelrijke water vervolgens eenmalig af te voeren.

- 7) Regelmatige droogval is effectiever dan incidentele droogval. Droogval van de oever en/of venbodem is daarmee vooral een effectieve maatregel om interne eutrofiering te voorkomen. In sterk geëutrofeerde vennen waar zich in de loop van de jaren een dikke sliblaag heeft gevormd, zullen meer drastische maatregelen, zoals verwijderen van de sliblaag, genomen worden. Om te voorkomen dat zich als gevolg van de te hoge atmosferische stikstofdepositie opnieuw organisch materiaal gaat ophopen, kan regelmatige droogval als maatregel toegepast worden. Als richtlijn voor de droogvalfrequentie kan droogval van een groot deel van het venoppervlak in 2 van de 3 jaren gehanteerd worden.
- 8) Indien zich beneden de laagwaterlijn een dikke sliblaag bevindt, is droogval van de ondiepere delen minder effectief. Het is dan beter om de sliblaag te verwijderen, of om incidenteel ook deze sliblaag droog te laten vallen. Indien het vrijkomende zwavel dan kan worden afgevoerd, zal de fosfaatnalevering vanuit dit slib ook sterk kunnen verminderen.
- 9) De effecten van droogval kunnen ook worden bereikt door de uitbreiding van isoetide waterplanten, die de bodem sterk doorluchten. Introductie of aanplant van soorten als Oeverkruid en Moerasweegbree zijn mogelijk een alternatief voor droogval.
- 10) Indien er in het terrein mogelijkheden zijn om water af te laten, dient te worden voorkomen dat in het zomerseizoen tijdens een periode met neerslagoverschot er grote oppervlakten venoever onder water komen te staan. Veel diersoorten zijn op dat moment weinig mobiel en niet in staat het hoge water te ontvluchten of te overleven. In gebieden waar geen aflat van water mogelijk is, kan ingezet worden op de ontwikkeling van brede glooiende venoevers. Deze bieden met hun lange gradiënt naar het omliggende landschap voldoende uitwijkmogelijkheden voor kwetsbare fauna waar tijdens natte zomers een deel van de populatie kan overleven.

Inrichtingsmaatregelen venoevers

Wanneer een ven ingrijpend wordt heringericht of wanneer een nieuw ven wordt aangelegd, wordt aanbevolen om een zo groot mogelijk oppervlak droogvallende oever aan te leggen. Dit schept niet alleen goede kansen voor oevervegetaties van vennen (waarin zich doorgaans de meest bijzondere plantensoorten bevinden), maar dit vergroot ook de capaciteit voor stikstofafvoer en fosfaatvastlegging van het systeem.

Bovenstaande beheersmaatregelen zijn niet zonder meer in elk ven in te zetten. Om vennenbeheerders te helpen bij het maken van de juiste keuzes ten aanzien van de inzet van peilfluctuaties is een beslisboom uitgewerkt. Daarin wordt stapsgewijs doorgelopen welke omstandigheden en op welke wijze peilfluctuaties kunnen worden ingezet. Deze beslisboom is te vinden in de bijlage en op de website www.natuurkennis.nl.

6 Dankwoord

We bedanken Jeroen Graafland en Rick Kuiperij voor hun hulp bij het veldwerk en ondersteuning bij het laboratoriumexperiment. Karen Bongers, Jeroen Frinsel, John Peters, Deef van Houdt, Paul van der Ven, Ankie de Vries-Brock en Jelle Eygensteyn hebben geholpen bij de chemische analyse van de vele bodem- en watermonsters. Jan Kuper, Theo Peeters en Wanda Floor-Zwart zijn wij dankbaar voor hun hulp bij het determineren van kleine ongewervelden en de liefdevolle verzorging van de dieren in/en de experimenten.

Dit onderzoek was niet mogelijk geweest zonder de medewerking van de betrokken vennenbeheerders: Brabants Landschap, Staatsbosbeheer en Natuurmonumenten.

Tot slot een speciaal woord van dank voor de betrokken deskundigen uit het OBN-netwerk. Leden van het DT Nat zandlandschap en de EG Fauna, dank voor jullie constructieve en plezierig kritische bijdragen!

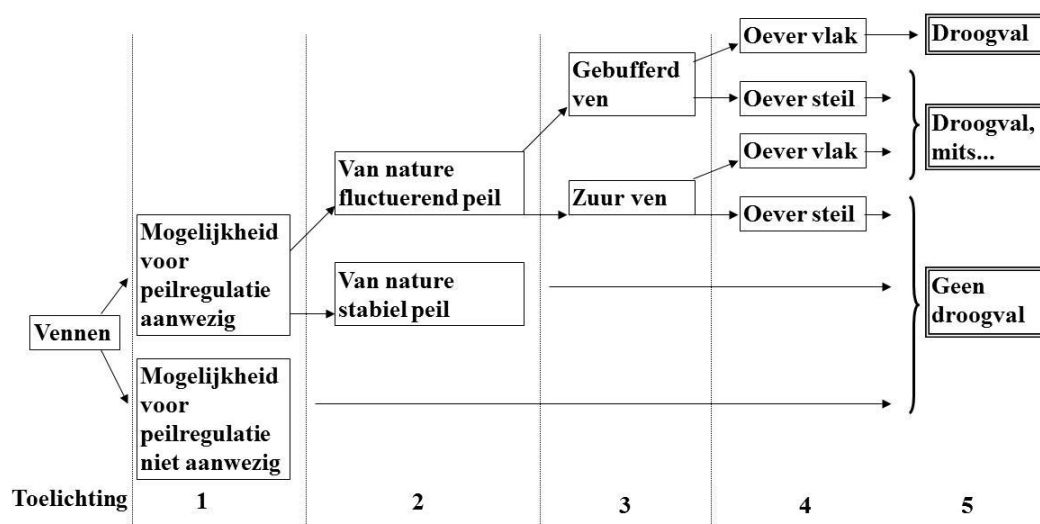
7 Referenties

- Arts GHP, E Brouwer & NAC Smits (2012a) Herstelstrategie H3110: Zeer zwakgebufferde vennen.
- Arts GHP, E Brouwer & NAC Smits (2012b) Herstelstrategie H3130: Zwakgebufferde vennen.
- Arts GHP, E Brouwer, MAP Horsthuis & NAC Smits (2012c) Herstelstrategie H3160: Zure vennen.
- Bink FA (1992) Ecologische atlas van de dagvlinders van Noordwest Europa. Schuyt & Co, Haarlem.
- Boer P (2010) Mieren van de Benelux. Stichting Jeugdbondsuitgeverij, 's Gravenland.
- Bos F, M Bosveld, D Groenendijk, C van Swaay & I Wynhoff (2006) De dagvlinders van Nederland, verspreiding en bescherming (Lepidoptera: Hesperioidea, Papilionoidea). – Nederlandse Fauna 7. Leiden. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey – Nederland.
- Brouwer E, HH van Kleef, H van Dam, J Loermans, GHP Arts & D Belgers (2009) Effectiviteit van herstelbeheer in vennen en duinplassen op de middellange termijn. In opdracht van LNV, Directie Kennis. Rapport DKI nr. 2009/dki 126-O.
- Brouwer E & ECHET Lucassen (2013) Behoud van vennen met behulp van biogeochemische inzichten. De Levende Natuur 114: 146-151.
- Cuppen JGM, G van Dijk, B Koese & O Vorst (2006) De brede geelgerande waterroofkever *Dytiscus latissimus* in Zuidwest Drenthe. – EIS-Nederland, Leiden.
- Drost MBP, HPJJ Cuppen, EJ van Nieukerken & M Schreijer (1992) De waterkevers van Nederland. KNNV, Utrecht.
- Klausnitzer B (1984) Käfer im und am Wasser. Die Neue Brehm-Bücherei. Denemarken
- Kleukers RMJC, EJ van Nieukerken, B Odé, LPM Willemse & WKRE van Wingerden (1997) De sprinkhanen van Nederland (Orthoptera). Nederlandse fauna I. Nationaal Natuurhistorisch museum, KNNV Uitgeverij en EIS-Nederland, Leiden.
- Leuven RSEW & WJ Wolfs (1988) Effects of water acidification on the decomposition of *Juncus bulbosus* L. Aquatic Botany 31: 57-81.
- Lucassen ECHET & AJP Smolders (2008) Mogelijkheden tot herstel van natuurwaarden in de gebieden Hatertse & Overasseltse vennen en het Wijchens ven: kwaliteit van oppervlaktewater, grondwater en bodem. Rapportage in opdracht van Dienst Landelijk Gebied Gelderland. B-WARE rapportage 2008.025, 126 pp.
- Lucassen ECHET (2012) Droogval op microschaal: het effect van tijdelijke droogval op een groot aantal onderwaterbodems variërend in organisch stofgehalte. Rapport Onderzoekcentrum B-WARE.
- Moller Pillot HKM (2009) Chironomidae Larvae. Biology and Ecology of the Chironomini. KNNV, Zeist.
- Nilsson AN & M Holmen (1995) The Aquatic Adephaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. II. Dytiscidae. Fauna Entomologica Scandivavica vol. 32. E.J. Brill, Leiden.

- Peeters TMJ, C van Achterberg, WRB Heitmans, WF Klein, V Lefeber, AJ Van Loon, AA Mabelis, H Nieuwenhuijsen, M Reemer, J De Rond, J Smit & HHW Velthuis (2004) De wespen en mieren van Nederland (Hymenoptera: Aculeata). - Nederlandse Fauna 6. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, Leiden, KNNV Uitgeverij Utrecht & European Invertebrate Survey-Nederland, Leiden.
- Smolders A, E Lucassen, H Tomassen, L Lamers & J Roelofs (2006) De problematiek van fosfaat voor natuurbeheer. Vakblad Natuur Bos Landschap 3(4): 5-11.
- Spicer JI & KJ Gaston (1999) Amphipod gigantism dictated by oxygen availability? Ecology Letters 2: 397-401.
- Spierenburg P, ECHET Lucassen, C Pulido, AJP Smolders & JGM Roelofs (2012) Massive uprooting of *Littorella uniflora* (L.) Asch. during a storm event and its relation to sediment and plant characteristics. *Plant Biology* DOI: 10.1111/j.1438-8677.2012.00707.x.
- Timm T (2006) A Nearctic tubificid *Varichaetadrilus harmani* (Loden) n. comb. in a Dutch wetland, with remarks on *Tubifex tubifex* (Müller) (Annelida: Oligochaeta). *Zootaxa* 1281: 21-39.
- Vallenduuk HJ & HKM Moller Pillot (2007) Chironomidae Larvae. General ecology and Tanypodinae. KNNV, Zeist.
- Van der Eijk RH (1987) Population dynamics of the gyrid beetle, *Gyrinus marinus* Gyll. (Coleoptera, Gyrinidae) with special reference to its dispersal activities. Dissertatie, Landbouw Universiteit Wageningen.
- Van Kleef HH, Brouwer E, Leuven RSEW, Van Dam H, De Vries-Brock A, Van der Velde G & Esselink H (2010) Effects of reduced nitrogen and sulphur deposition on the water chemistry of moorland pools. *Environmental Pollution* 158: 2679-2685.
- Verberk WCEP, PFM Verdonschot, T van Haaren & B van Maanen (2012) Milieu- en habitatpreferenties van Nederlandse zoetwatermacrofauna. Subgroep Autoecologie, Werkgroep Ecologisch Waterbeheer. Met spreadsheet-bijlage voor de soortenlijst met indicatorwaarden.
- Wesenberg-Lund C (1943) Biologie der Süßwasserinsekten. Kopenhagen.
- Westendorp PJ (red.), R Loeb, G Roskam, ECHET Lucassen, M Thannhauser, F Ebbens, H Hut & AJP Smolders (2012) Tijdelijke droogval als waterkwaliteitsmaatregel. STOWA-rapport 2012-38, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, STOWA, Amersfoort.
- Wiebes JT & AA Wiebes-Rijks (1964) De Nederlandse soorten van het genus *Cyphon* Paykull (Coleoptera, Helodidae). *Zoologische Bijdragen* 7. Rijksmuseum van Natuurlijke Historie, Leiden.
- Witek M, EB Śliwińska, P Skórka, P Nowicki, M Wantuch & V Vrabec (2008) Host ant specificity of large blue butterflies *Phengaris* (*Maculinea*) (Lepidoptera: *Lycaenidae*) inhabiting humid grassland in East-central Europe. *European Journal of Entomology* 105: 871-877.

8 Bijlage beslisboom peilfluctuatie

Het droog laten vallen van venoevers kan een maatregel zijn waarmee eutrofiëring door stikstof en fosfaat bestreden kan worden. Door droogval te stimuleren is het mogelijk om stikstofverliezen uit het ecosysteem te vergroten. Ook kan droogval leiden tot een verminderde mobilisatie van fosfaat. Echter deze beheersingreep is niet onder alle omstandigheden zinvol en kan ook schadelijk zijn voor flora en fauna. In de hier gepresenteerde beslissleutel worden beheerders van vennen geholpen bij het identificeren van de omstandigheden waaronder droogval een kansrijke maatregel is.



Deel 1: Droogval - in welk typen vennen mogelijk zinvol?

1 Mogelijkheden voor peilregulatie

Regulatie van het waterpeil in vennen is alleen mogelijk indien er een natuurlijke of gegraven verbinding met andere wateren aanwezig is of was. Het waterpeil kan hier worden gereguleerd door, indien afwezig, deze verbinding te herstellen. Vrijwel altijd gaat het om een waterafvoer. In theorie kan droogval ook worden gestimuleerd door een wateraanvoer in de zomer af te knippen of stop te zetten. Doorgaans gaat het dan echter om relatief voedselrijk water en wordt eutrofiëring vooral veroorzaakt door dit voedselrijke water. In de praktijk is peilregulatie dus mogelijk indien een waterafvoer aanwezig is, of een voormalige waterafvoer hersteld kan worden. Veel vennen liggen geïsoleerd in het landschap; ze zijn niet verbonden met andere wateren en het waterpeil wordt bepaald door neerslag, wateraanvoer uit het inrijgebied, verdamping en wegzijging. Het kunstmatig induceren van droogval door waterpeilverlaging kan ongewenste gevolgen hebben voor grondwatergevoede habitattypen elders in het terrein. Het is doorgaans niet wenselijk om in te grijpen in deze natuurlijke dynamiek. Kies in een dergelijk geval voor "mogelijkheid voor peilregulatie niet aanwezig".

2 Fluctuerend/stabiel peil

Het verschil tussen de gemiddeld hoogste jaarlijkse waterstand en de gemiddeld laagste waterstand kan variëren van 0 cm tot meer dan een meter. De hydrologie bepaalt deze verschillen. In vennen met een schijngrondwaterspiegel en een vrijwel water ondoorlatende ondergrond, daalt de waterstand alleen door het neerslagtekort in de zomer. De jaarlijkse fluctuatie blijft dan beperkt tot maximaal 30 cm. Ook vennen die in een grondwatersysteem met een constant peil liggen, kennen een stabiel waterpeil. Vennen met veel wegzijging of vennen die in contact staan met een grondwatersysteem met wisselende waterstanden, kennen een wisselend waterpeil. Doorgaans is de jaarlijkse fluctuatie meer dan 50 cm. Let wel, in sommige vennen wordt water ingelaten om te grote peilfluctuaties te voorkomen.

3 Gebufferd of zuur ven?

In zure vennen wordt de vegetatie gedomineerd door Knolrus, veenmossen, Vensikkelmos en oevergewassen als Gewone waterbies, Snavelzegge en Veenpluis. De zuurgraad is doorgaans beneden pH 5 en de buffercapaciteit beneden 50 micro-equivalent per liter. Alleen bij algenbloei kan de pH hoger oplopen.

In gebufferde vennen is de zuurgraad doorgaans hoger dan pH 5 en is de buffercapaciteit tussen 50 en 1000 micro-equivalent per liter. In zeer zwak gebufferd water verschijnen soorten als Vlottende bies en Duizendknoopfonteinkruid, en op de oevers Riet, Veelstengelige waterbies. Ook slakken, vissen en salamanders zitten vooral in gebufferd water.

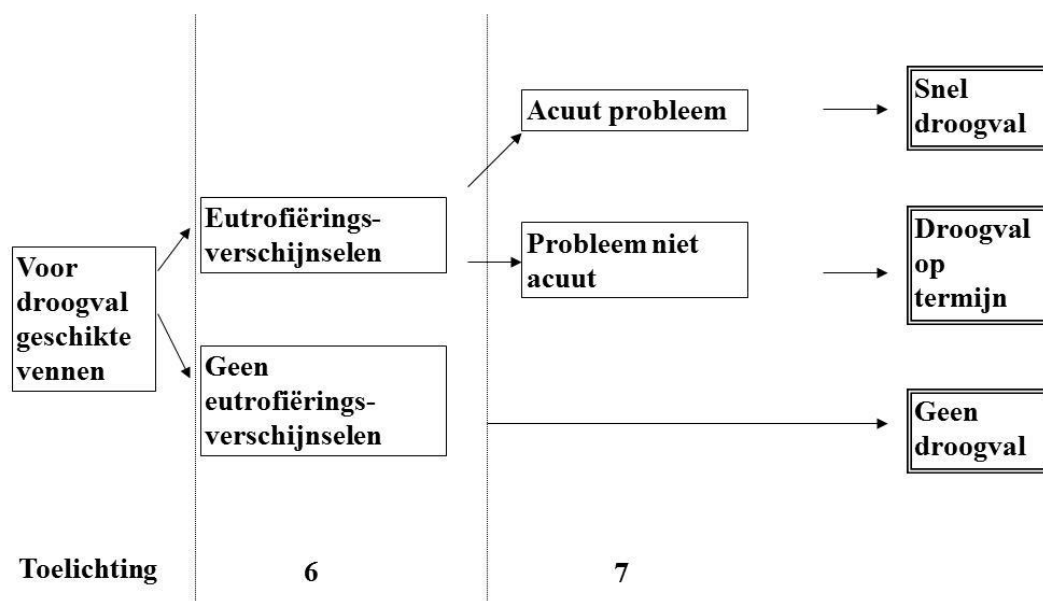
4 Oever steil of vlak

Een grotere peilfluctuatie leidt alleen tot voldoende droogval indien er een voldoende oppervlak droogvallende oever aanwezig is. Wanneer dit oppervlak minder dan 10% van het totaal is, is het oligotrofiërende effect van een lager zomerpeil onvoldoende. Wanneer meer dan de helft droogvalt, is het effect groot.

5 Droogval mits...

In zure vennen (met een fluctuerend peil en een vlakke oever) is mineraal stikstof vooral aanwezig als ammonium en verloopt de omzetting naar gasvormig stikstof traag. Droogval is hier dus vooral een middel om fosfaat te binden en dus vooral geschikt voor vennen met een relatief hoge beschikbaarheid van fosfaat.

In gebufferde vennen met steile oevers, leidt meer peilfluctuatie alleen tot voldoende droogval indien het oppervlak droogvallende oever flink kan worden vergroot. Hier zullen dus eerst oevers moeten worden afgevlakt.



Deel 2: Droogval - in welke gevallen nodig?

6 Eutrofiëringsverschijnselen

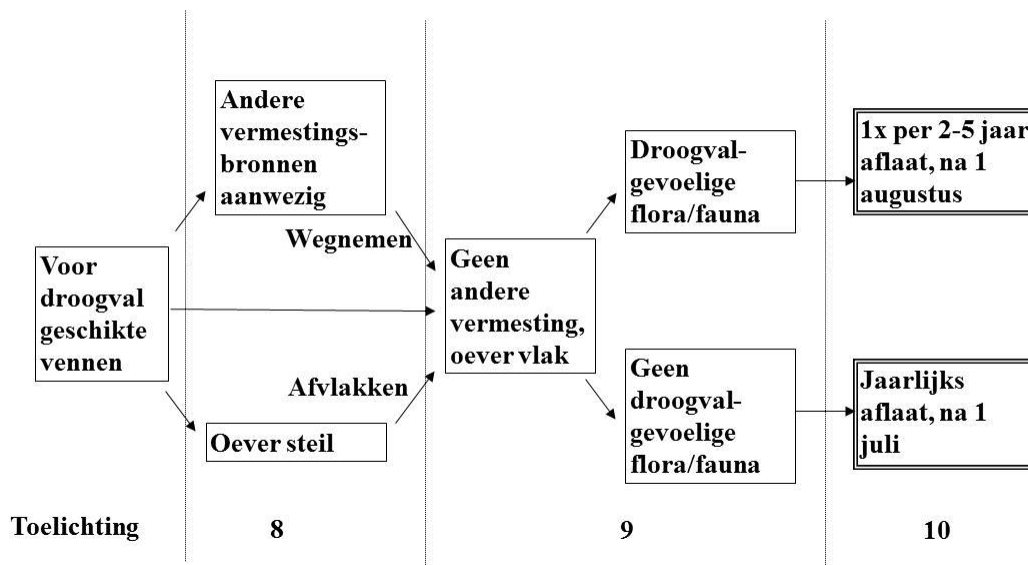
Indien er geen aanwijzingen zijn voor eutrofiëring, is versterkte droogval kennelijk niet noodzakelijk. Mogelijke aanwijzingen zijn:

- Concentratie ortho-fosfaat ook in de zomer > 0,2 micromol/liter
- Concentratie mineraal stikstof (ammonium + nitraat) ook in de zomer > 20 micromol/liter
- Algenbloei
- Dominantie van Pitrus, Gewone waterbies, Riet, Waternavel, Watercrassula
- Achteruitgang isoetiden (o.a. Oeverkruid en Waterlobelia)

7 Probleem acuut?

In sommige gevallen is snel ingrijpen gewenst. Bijvoorbeeld:

- Isoetiden gaan achteruit/spoelen los
- Amfibische vegetatie van droogvallende oever gaat sterk achteruit
- Sterfte helofyten (Riet) of broekbos



Deel 3: Droogval - hoe uitvoeren?

8 Andere vermestingsbronnen

Indien de waargenomen eutrofiëringsverschijnselen niet alleen door stikstofdepositie worden veroorzaakt, is het zeer wenselijk om de additionele bronnen van voedingsstoffen zo veel mogelijk weg te nemen. Denk bijvoorbeeld aan instroom van voedselrijk (grond-)water, grote aantallen watervogels, bladinwaai, onvoldoende windwerking e.d. Zie hiervoor ook de vennensleutel.

9 Droogvalgevoelige flora & fauna

Sommige planten of dieren komen alleen voor in wateren met een relatief stabiel peil, inclusief vennen waar het waterpeil op kunstmatige wijze stabiel wordt gehouden. Indien aanwezig, zal er een keuze gemaakt moeten worden tussen de voor- en nadelen van droogval. Enkele voorbeelden:

- Drijftillen
- Veenmosvegetaties
- Vissen
- Broedende rietvogels

10 Timing wateraflat

De wateraflat die nodig is voor droogval draagt bij aan eventuele verdroging van vennen. Om dit effect zo veel mogelijk te beperken, kan droogval het beste laat in het seizoen worden uitgevoerd. De waterstand is dan vaak al lager en bovendien is het risico beperkt dat er nog een lange, droge periode volgt waardoor extreme uitdroging op gaat treden. In vennen waar geen of weinig droogvalgevoelige soorten voorkomen, kan jaarlijks na het broedseizoen (vanaf juli) worden begonnen met aflat. Daar waar droogvalgevoelige soorten aanwezig zijn, kan het effect op deze soorten beperkt worden door de droogval minder frequent (1 keer per 2-5 jaar) uit te voeren. De maatregel is dan wel minder effectief, vooral wat betreft de stikstofafvoer (fosfaat blijft deels nog wel enkele jaren gebonden). Er kan bijvoorbeeld voor gekozen worden om elk jaar pas in augustus water af te laten. Alleen in een relatief droge nazomer zal dan voldoende uitdroging optreden.